



RÔLES, IMPACTS ET SERVICES ISSUS DES ELEVAGES EN EUROPE

Synthèse du rapport de l'expertise scientifique collective réalisée à la demande
des ministères en charge de l'Environnement et de l'Agriculture, et de l'Ademe
Novembre 2016

Délégation à l'Expertise scientifique collective, à la Prospective et aux Etudes (DEPE)

Bertrand Schmitt, directeur

Responsables scientifiques :

Bertrand DUMONT, directeur de recherche, INRA Clermont Ferrand, unité mixte de recherche sur les herbivores, UMR1213 Herbivores, INRA, VetAgro Sup, 63122, Saint-Genes-Champanelle, France

Pierre DUPRAZ, directeur de recherche, INRA Rennes, Structures et Marchés Agricoles, Ressources et Territoires, UMR 1302 SMART, AgroCampus Ouest, INRA, 35000, Rennes, France

Coordination du projet :

Catherine Donnars et Jonathan Hercule, INRA, DEPE

Contacts:

Bertrand Dumont : bertrand.dumont@inra.fr

Pierre Dupraz : pierre.dupraz@inra.fr

Catherine Donnars : catherine.donnars@inra.fr

Bertrand Schmitt : bertrand.schmitt@inra.fr

Le rapport d'expertise scientifique a été sollicité conjointement par les ministères en charge de l'Environnement et de l'Agriculture et par l'Ademe. Il a été élaboré par un collectif d'experts scientifiques sans condition d'approbation préalable par les commanditaires ou l'INRA. La présente synthèse, tirée du rapport, n'engage que la responsabilité de ses auteurs.

Les documents relatifs à cette expertise sont disponibles sur le site web de l'INRA (www.inra.fr).

Pour citer ce document :

Dumont B. (coord), Dupraz P. (coord.), Aubin J., Benoit M., Bouamra-Mechemache Z., Chatellier V., Delaby L., Delfosse C., Dourmad J.Y., Duru M., Frappier L., Friant-Perrot M., Gaigné C., Girard A., Guichet J.L., Havlik P., Hostiou N., Huguenin-Elie O., Klumpp K., Langlais A., Lemauiel-Lavenant S., Le Perchec S., Lepiller O., Méda B., Ryschawy J., Sabatier R., Veissier I., Verrier E., Vollet D., Savini I., Hercule J., Donnars C., 2016, Rôles, impacts et services issus des élevages en Europe. Synthèse de l'expertise scientifique collective, INRA (France), 133 pages.

Rôles, impacts et services issus des élevages en Europe

**Synthèse du rapport d'expertise scientifique collective réalisée à la demande
des ministères en charge de l'Environnement et de l'Agriculture, et de l'Ademe**

INRA-DEPE

Novembre 2016

Sigles et acronymes

AB : agriculture biologique

ACV : Analyse du cycle de vie

AOP : Appellation d'origine protégée

C : Carbone

CH₄ : Méthane

CO₂ : Dioxyde de carbone

CIVAM : Centres d'initiatives pour valoriser l'agriculture et le milieu rural

CUMA : Coopérative d'utilisation de matériel agricole

EBE : Excédent brut d'exploitation

ESCo : Expertise scientifique collective

ETP : Equivalent temps plein

GES : Gaz à effet de serre

IAA : Industrie agro-alimentaire

ICHN : Indemnité compensatoire de handicap naturel

IGP : Indication géographique protégée

MAE : Mesure agro-environnementale

Mha : Million d'hectare

MJ : Mégajoule

Mtep : Million de tonne d'équivalent pétrole

N : Azote

N₂O : Protoxyde d'azote

NEM : Nouveaux états membres de l'Union européenne

NH₃ : Ammoniac

OP : Organisation de producteurs

OTEX : Orientation technico-économique des exploitations agricoles

P : Phosphore

PAC : Politique agricole commune

PAT : Production agricole totale

SAU : Surface agricole utile

SFP : Surface fourragère principale

SIQO : Signes officiels de la qualité et de l'origine

STH : Surface toujours en herbe

UGB : Unité de gros bétail

UE : Union européenne

UTA : Unité de travail annuel

Sommaire

INTRODUCTION	7
1 Des débats sociétaux à un cadre d'analyse territorialisé des rôles, impacts et services issus de l'élevage	12
1.1 Un contexte marqué par le rapport 2006 de la FAO « <i>Livestock's long shadow</i> »	12
1.1.1 Un diagnostic mondial partagé	12
1.1.2 Une focalisation sur la part des produits animaux dans l'alimentation	13
1.1.3 Des transitions agricoles réexaminées	14
1.2 Quels impacts et quels services issus des élevages prendre en compte? Comment les représenter ?	15
1.2.1 Différents critères d'évaluation des impacts et services de l'élevage	15
1.2.2 Les grands types d'approches	16
1.3 Un cadre d'analyse proposé pour l'analyse des rôles, impacts et services issus de l'élevage et de ses produits	18
1.4 L'évaluation : un jugement adossé à des éléments objectivables	19
1.4.1 De nombreuses méthodes pour de nombreux effets	19
1.4.2 Le dynamisme des analyses environnementales, notamment de l'ACV	20
1.4.3 Les aspects sociaux moins souvent considérés	21
1.4.4 Les spécificités de l'évaluation des effets des politiques publiques sur les services issus de l'élevage	21
1.4.5 Quelques précautions concernant l'utilisation des méthodes d'évaluation	22
2 La multiplicité des impacts et services issus des élevages européens	23
2.1 Marché des productions animales	23
2.1.1 Consommation de produits animaux alimentaires	23
2.1.2 Production de produits animaux en Union européenne	28
2.1.3 Les échanges commerciaux de produits animaux	30
2.1.4 Structure, facteurs de compétitivité et stratégies de différenciation des filières d'élevage	31
2.1.5 La grande distribution et le secteur des productions animales en Europe	34
2.1.6 Stratégies de différenciation des filières et coordination	36
2.1.7 Conclusion	38
2.2 Travail et emploi	39
2.2.1 L'emploi dans l'élevage et ses filières	39
2.2.2 Le travail en élevage	41
2.2.3 La santé au travail	42
2.3 Les intrants	43
2.3.1 L'alimentation du cheptel européen	43
2.3.2 Consommation et production d'énergie	46
2.3.3 La consommation de nutriments, le cas du phosphore	48
2.3.4 Les consommations d'eau	49
2.4 Effets sur le climat et l'environnement	50
2.4.1 Effets de l'élevage sur le réchauffement climatique	50

2.4.2	Effets de l'élevage sur la qualité de l'air	52
2.4.3	Effets de l'élevage sur la qualité de l'eau	53
2.4.4	Effets de l'élevage sur la qualité des sols	54
2.4.5	Effets de l'élevage sur la biodiversité	56
2.4.6	Logique de la régulation des effets environnementaux dus à l'élevage.....	58
2.4.7	Conclusion.....	62
2.5	Enjeux sociaux et culturels.....	63
2.5.1	Les enjeux sanitaires liés à l'élevage	63
2.5.2	Des enjeux patrimoniaux et culturels liés à l'élevage	65
2.5.3	Une convergence des éthiques animale et environnementale	68
2.6	Conclusion du panorama des impacts et services.....	71
3	Bouquets de services issus des élevages européens	73
3.1	Les apports de la littérature sur l'analyse des bouquets de services et des compromis à l'échelle des systèmes et des territoires	73
3.1.1	Les approches par bouquets de services, dont l'intérêt est souvent souligné, sont finalement peu présentes dans la littérature sur l'élevage	73
3.1.2	Les compromis sont plus souvent au cœur d'exercices de simulation s'appuyant sur des scénarios prospectifs, qui permettent d'en quantifier la mise en œuvre	74
3.2	Une grille de lecture pour appréhender les bouquets de services issus de la diversité des formes d'élevage.....	75
3.2.1	Des travaux de cartographie distinguent les territoires productifs des territoires « multifonctionnels »	75
3.2.2	Des bouquets de service contrastés illustrant la diversité des territoires et des systèmes d'élevage	76
3.2.3	Un essai de généralisation du cadre d'analyse des bouquets de service au travers d'une typologie des territoires d'élevage européens.....	77
3.3	Bouquets de services des différents types de territoires d'élevage européens : compromis et leviers de progrès	81
3.3.1	Les territoires à haute densité animale : à la recherche d'un compromis entre compétitivité économique et préservation de l'environnement	82
3.3.2	Territoires herbagers essentiellement basés sur l'utilisation des « services intrants », et la valorisation des paysages	86
3.3.3	Territoires de polyculture-élevage : une complémentarité entre cultures et élevages qui peut être remise en cause par une concurrence au profit des cultures	91
3.3.4	Cas particulier des territoires d'élevage en zone périurbaine	94
	CONCLUSION.....	96
	Annexe : illustrations des bouquets de services associés aux élevages en Europe	100
	Références bibliographiques citées.....	116
	Le collectif d'experts.....	132

Table des figures et tableaux

Figure 1. Répartition des experts entre thématiques de recherche	8
Figure 2. Répartition des références bibliographiques par chapitre du rapport d'expertise.....	9
Figure 3. Répartition des références bibliographiques par type de source.....	9
Figure 4. Représentation des services écosystémiques.	17
Figure 5. Représentation des systèmes d'élevage comme système technique à l'interface entre un système écologique et un système social.....	17
Figure 6 : Représentation symbolique du cadre d'analyse choisi pour l'ESCo.....	18
Figure 7. Consommation de protéines par type de produit dans plusieurs régions du Monde en 2011	23
Figure 8. Evolution des consommations de produits animaux par personne dans l'UE à 28, par nutriment (gauche) et par produit (droite).....	24
Figure 9. Répartition spatiale des UGB totaux par hectare de territoire total.	29
Figure 10. Estimation des consommations d'aliments concentrés par les espèces animales en UE 27	43
Figure 11. Echanges nets (Export - Import) de l'Union européenne en protéines digestibles végétales à destination de l'alimentation animale.....	44
Figure 12. Évolution de la production mondiale de phosphates minéraux depuis 1900 et perspectives.....	48
Figure 13. Emissions de gaz à effet de serre associées à l'élevage européen en 2004 - par type de produits animaux et par catégorie d'inventaires (y compris émissions délocalisées).....	50
Figure 14. Variabilité des émissions de gaz à effet de serre selon les produits animaux et entre régions européennes	51
Figure 15. Emissions annuelles diffuses d'azote et de phosphore d'origine agricole en eau douce en 2000.	54
Figure 16 : Schéma de synthèse des impacts de l'élevage sur la qualité des sols	55
Figure 17 : Types de bouquets de services rendus par l'élevage dans les territoires en France.	76
Figure 18 : Critères pour définir les types de territoires d'élevage au niveau européen	78
Figure 19. Carte des typologies de territoires d'élevage	79
Figure 20. Répartition du cheptel par type de territoire européen	80
Figure 21. Répartition des surfaces par type de territoire européen	81
Figure 22. Densité animale moyenne par type de territoire européen exprimée en UGB totales par hectare de SAU totale	81
Figure 23. Schéma du bouquet de services correspondant aux territoires à haute densité animale, peu herbagers	82
Figure 24 : Schéma du bouquet de services correspondant aux territoires herbagers ayant une densité animale moyenne.....	87
Figure 25 : Illustration de variations possibles du bouquet de services issus des élevages herbagers selon les conditions pédoclimatiques (voir détail en annexe).....	87
Figure 26 : Bouquet de services correspondant aux territoires de cohabitation entre cultures et élevages	92

Tableau 1. Domaines et critères à considérer pour évaluer les impacts positifs et négatifs de l'élevage et des produits animaux	15
Tableau 2. Répartition des productions animales en valeur entre les Etats membres de l'UE.....	28
Tableau 3. Poids des structures d'élevage dans l'agriculture de l'UE	31
Tableau 4. Les industries des viandes et des produits laitiers en UE-28	33
Tableau 5. Comparaison de variables économiques pour les industries de transformation des viandes et du lait en France et en Allemagne	34
Tableau 6. Répartition des achats par type de réseau de distribution en France.....	35
Tableau 7. Comparaison de la structure de la grande distribution par pays en 2012.....	35
Tableau 8. Nombre d'élevages et indicateurs de main d'œuvre dont part salariée et EBE/UTA, moyenne par orientation technico-économique et par exploitation dans l'UE 27	39
Tableau 9. Emploi, exprimé en milliers d'équivalent temps plein, dans les industries des viandes et des produits laitiers en UE-28	40
Tableau 10 - Deux modes comparables d'évaluation du rendement des animaux par espèce.....	45
Tableau 11. Energie nécessaire pour produire 1 kg de protéine	47
Tableau 12. Consommation d'eau verte, bleue et grise par les produits animaux	49
Tableau 13 : Emissions d'ammoniac pour chaque système de production en Union européenne.....	53

INTRODUCTION

LA DEMANDE D'EXPERTISE

Les ministères français en charge de l'Environnement et de l'Agriculture ainsi que l'Ademe ont sollicité l'INRA pour effectuer un état des connaissances scientifiques disponibles sur les rôles, impacts et services issus des élevages européens. L'exercice, qui a pris la forme d'une Expertise scientifique collective (ESCo), s'est donc intéressé aux différentes fonctions et conséquences de la production et de la consommation de produits d'origine animale sur les milieux et le climat, l'emploi et le travail, les marchés, les effets territoriaux et culturels, etc. L'expertise s'est centrée sur les effets des grandes catégories de l'élevage terrestre – bovins, ovins, caprins, porcs et volailles – et de leurs filières à l'échelle européenne. L'analyse a mis l'accent sur la variabilité de ces effets selon leurs combinaisons territoriales. Les volets de santé nutritionnelle ont été exclus car ils nécessitaient de mobiliser un autre champ de compétences.

Dans l'expertise, le terme « services » renvoie à la fourniture d'un avantage marchand ou non marchand issu des activités d'élevage et/ou de l'usage de produits d'origine animale. Cette acception n'équivaut donc pas à celle des services écosystémiques fournis par les écosystèmes agricoles, lesquels correspondent aux processus biophysiques dont les hommes tirent des avantages. Par ailleurs, les termes impacts, services, conséquences ou effets appréhendent les avantages, effets positifs ou favorables tout comme les méfaits, nuisances, effets négatifs ou défavorables. Dans le document, ils sont employés indifféremment pour exprimer la relation de causalité entre deux phénomènes. Cependant, nous utilisons régulièrement l'expression « impacts et services » car les deux termes sont spontanément complémentaires : « impact » est plutôt connoté négativement tandis que « service » l'est plus positivement, et l'impact ne relie pas systématiquement la conséquence d'un phénomène à un « bénéficiaire » identifié ce que fait implicitement le terme service.

Par ailleurs, les animaux sont identifiés selon leur espèce ou bien par leur mode d'alimentation et système digestif. Les porcins et les volailles, sont des animaux monogastriques, granivores, c'est-à-dire qu'ils consomment essentiellement des grains et des tourteaux. Les bovins, ovins et caprins sont des animaux ruminants, herbivores, c'est-à-dire qu'ils consomment de l'herbe et des fourrages grossiers, mais aussi, selon les systèmes d'élevage, des grains et des tourteaux.

Les quatre objectifs du cahier des charges

1. Apporter des éléments de cadrage contextuel à l'échelle de l'Europe par une analyse des données statistiques.
2. Etablir une synthèse des connaissances scientifiques sur les impacts ou services de l'élevage par « compartiments » environnementaux, économiques et sociaux en s'appuyant autant que possible sur les revues de littérature déjà existantes.
3. Etudier les complémentarités et les antagonismes entre plusieurs impacts ou services conjoints ou en interaction. Les notions de « bouquets » ou de « faisceaux » de services forment aujourd'hui un front de sciences dynamique dont il s'agit d'extraire ce qui est spécifique à l'élevage.
4. Identifier les leviers d'action pour améliorer la balance des effets, à partir des enseignements tirés des éléments précédents.

PRINCIPES ET DEMARCHE DE L'EXPERTISE SCIENTIFIQUE COLLECTIVE

Une expertise scientifique consiste en un état des lieux critique des connaissances scientifiques disponibles et publiées. L'objectif est de dégager les acquis sur lesquels peut s'appuyer la décision publique, et de pointer les controverses, incertitudes ou lacunes du savoir scientifique. L'expertise ne comporte ni avis ni recommandations, mais les experts s'attachent à éclairer, à partir des résultats acquis, les options d'action. Le périmètre est strictement délimité pour assurer la faisabilité de l'exercice. L'exercice a duré deux ans. Il a réuni 27 experts qui se sont répartis les investigations selon leur champ de compétences et ont pris le temps de partager leurs résultats et conclusions. Le travail a abouti à la rédaction d'un rapport d'expertise (document princeps) et de la présente synthèse.

La conduite du travail s'appuie sur une charte de l'expertise scientifique dont les principes généraux sont la compétence, l'impartialité, la pluralité et la transparence. Ces principes reposent notamment sur la norme AFNOR NF X 50-110.

La compétence des experts. L'expertise est conduite par un collectif d'experts dans les disciplines scientifiques requises par les besoins de l'expertise. Dans le cas présent, l'analyse des activités d'élevage entre complètement dans les champs de compétence de l'INRA qui dispose de nombreuses d'équipes travaillant sur le sujet. Les experts mobilisés ont été choisis à partir d'une analyse exploratoire de la bibliographie internationale qui a recensé les auteurs les plus cités. D'autres critères de choix interviennent comme la langue, la disponibilité, l'aptitude au travail collectif et l'ouverture à l'interdisciplinarité.

La pluralité des approches et des domaines d'expertise. La pluralité des experts vise à ce que la diversité des connaissances et des arguments scientifiques soit bien prise en compte. Dans le présent exercice, le collectif des 27 experts compte plus d'un tiers d'experts qui n'appartiennent pas à l'INRA (Figure 1). Les autres institutions de rattachement des experts sont IRSTEA, le CNRS, Agroscope (Suisse), IIASA (Autriche) et les universités de Rennes, Caen, Nantes et Lyon ainsi que la *Toulouse Business School*. La pluralité des domaines d'expertise est essentielle car chaque discipline scientifique porte son propre mode de raisonnement et sa vision. La répartition entre les sciences biologiques, biotechniques et sociales s'est équilibrée en 4 sous-ensembles de poids équivalents : les systèmes d'élevage (zootechnie), l'environnement (écologie, évaluation multicritère), l'économie et les autres sciences sociales (droit, géographie, sociologie, philosophie). Le nombre conséquent d'économistes s'explique par la demande d'un cadrage à l'échelle européenne. La répartition géographique des experts a également été un critère car les recherches sont marquées par les contextes dans lesquelles elles sont conduites : 11 experts (soit 40 % du groupe) sont implantés dans le Grand-Ouest, région d'élevage intensif, 8 experts (soit 30 %) dans le Massif central et les Alpes, zones herbagères, le dernier tiers venant d'autres régions de polyculture-élevage (Toulouse) ou moins portées sur l'élevage (Ile-de-France, Sud-Est). Il y a un peu plus d'hommes que de femmes au sein du groupe (60 %), écart surtout marqué parmi les économistes et les zootechniciens.

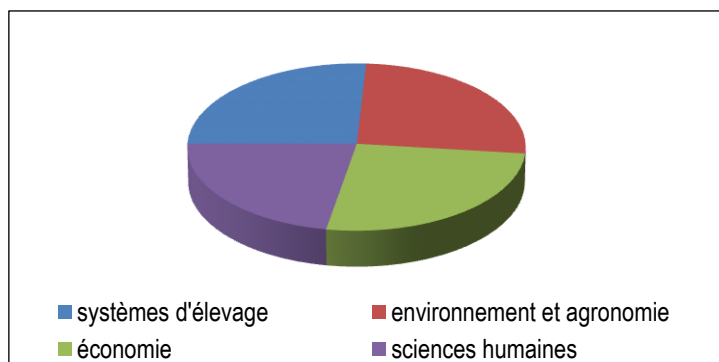


Figure 1. Répartition des experts entre thématiques de recherche et selon leur rattachement institutionnel

Le risque de partialité et de conflits d'intérêt. L'INRA s'engage à garantir l'impartialité de son expertise vis-à-vis des différents intérêts publics et privés. D'une part, les missions respectives dévolues à la maîtrise d'ouvrage (commanditaires) et à la maîtrise d'œuvre (INRA) sont explicitées par une convention. D'autre part, les experts remplissent une déclaration de liens d'intérêt. Aucun conflit d'intérêt n'a été repéré dans les déclarations transmises par les experts. Enfin, l'expertise repose sur un dépouillement le plus exhaustif possible de la littérature scientifique internationale et non sur de simples dires d'experts.

La transparence de la démarche. La Délégation à l'expertise, à la prospective et aux études (DEPE) s'est dotée de procédures qui sont disponibles à la demande. Jusqu'à la remise du rapport final, les experts travaillent en comité autonome et confidentiel. Les pilotes scientifiques de l'expertise rendent cependant compte de l'avancée et des difficultés du travail aux commanditaires, et ils ont dialogué à deux reprises avec un Comité consultatif d'acteurs réunissant des représentants des industries agricoles, des instituts techniques agricoles, des associations environnementales, de la cause animale et du développement rural, des agences territoriales et des services des ministères. Les résultats sont restitués lors d'un colloque public et font l'objet d'un rapport et d'une synthèse (en français et en anglais) disponibles sur le site de l'INRA.

ANALYSE DU CORPUS BIBLIOGRAPHIQUE

Constitution du corpus documentaire. L'exploration bibliographique a été faite dans les bases de données Web of Science (WoS), EconLit et autres bases spécifiques des sciences humaines et sociales comme Cairn, Repec et les catalogues des bibliothèques. N'ont été retenues que des références spécifiques ou transposables à l'Europe, en privilégiant la période récente.

Principales caractéristiques du corpus final. Le rapport d'expertise repose sur l'analyse de 2 470 références bibliographiques (Figure 2) dont les trois quarts couvrent la période 2006-2016. Les articles scientifiques primaires représentent deux tiers des sources ; s'y ajoutent des rapports, thèses et communications de congrès, des chapitres d'ouvrages et ouvrages ; le corpus juridique (environnement, consommation) est significatif (Figure 3).

Le nombre de revues scientifiques utilisées est particulièrement important, 603 publications différentes, ce qui illustre l'ampleur du périmètre de l'expertise. La revue la plus citée est *Agriculture Ecosystems & Environment* avec 3,5% des références du corpus total. On retrouve dans les 35 revues les plus citées (plus de 10 articles) les grands champs thématiques de l'expertise :

- *l'agriculture au sens large* : Agriculture Ecosystems & Environment, Agricultural Systems, Agronomy for Sustainable Development... ;
- *les sciences de l'animal et des systèmes d'élevage* : INRA Productions Animales, Animal, Fourrages, Livestock Science, Journal of Dairy Science, Meat Science... ;
- *l'environnement et l'écologie* : Journal of Applied Ecology, Ecological Economics, Journal of Environmental Management, Global Change Biology... ;
- *l'économie agricole* : American Journal of Agricultural Economics, Ecological Economics, European Review of Agricultural Economics, Économie rurale... ;
- *et les sciences humaines liées à l'alimentation, à l'agriculture et à la ruralité* : Appetite, Food policy, Journal of Rural Studies, Revue de Droit Rural...

Les approches analytiques, impact par impact, dans les différents compartiments environnementaux, économiques et sociaux concentrent la majorité des références scientifiques mobilisées, plus de 60 % (Figure 2).

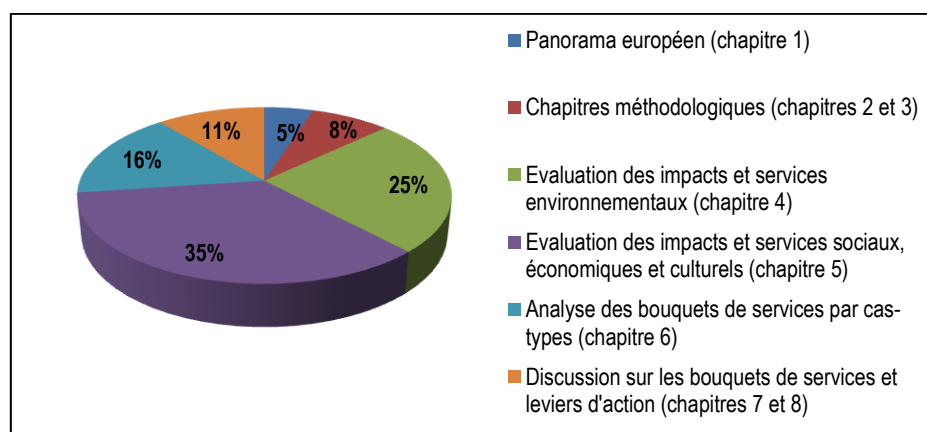


Figure 2. Répartition des références bibliographiques par chapitre du rapport d'expertise

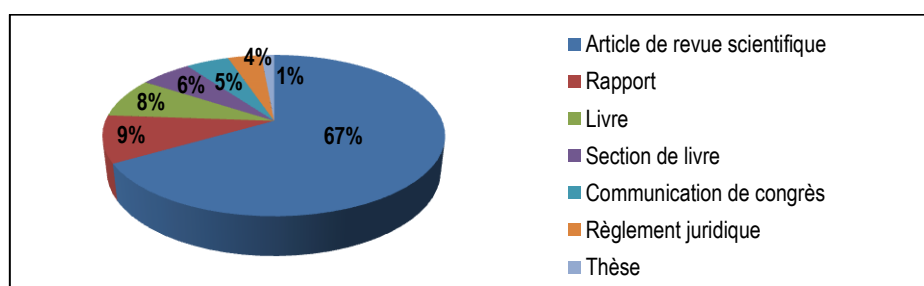


Figure 3. Répartition des références bibliographiques par type de source

Conformément à la commande, les experts se sont appuyés sur des expertises et synthèses récentes et n'ont pas développé les aspects déjà couverts par ces travaux. Par exemple, les conclusions de l'expertise ayant porté sur l'azote en élevage ne sont pas redéveloppées ici. On trouvera ci-dessous les principales synthèses scientifiques auxquelles se référer en complément de l'expertise.

Objet	Titres	Périmètre
Biodiversité	Le Roux, X. et al., 2008. Agriculture et biodiversité : des synergies à valoriser. Rapport final. Paris: Inra Expertise scientifique collective ; Ministère de l'Agriculture et de la Pêche ; Ministère de l'Ecologie du Développement et de l'Aménagement durables, 637 p. Sabatier, R. et al., 2015. Towards biodiversity-based livestock farming systems: review of evidence and options for improvement. CAB Reviews, 10 (20): 1-13. http://dx.doi.org/10.1079/PAVSNNR201510025	France
Cycle de l'azote	Peyraud, J.L. et al., 2012. Les flux d'azote liés aux élevages. Réduire les pertes, rétablir les équilibres. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport. Paris: INRA, 68 p.	France
Epandage des effluents	Houot, S. et al., 2014. Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier. Impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques. Paris: INRA, 103 p. https://www6.paris.inra.fr/depe/Media/Fichier/Expertises/Mafor/synthese-janv-2015	France
Gaz à effet de serre	Pellerin, S. et al., 2013. Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques. Synthèse du rapport d'étude, INRA (France), (convention n° 11-60-C0021, convention n° 11-60-C0021), 92 p. Leip, A.; Weiss, F.; Wassenaar, T.; Perez, I.; Fellmann, T.; Loudjani, P.; Tubiello, F.; Grandgirard, D.; Monni, S.; Biala, K., 2010. Evaluation of the livestock sector's contribution to the EU greenhouse gas emissions (GGELS) final report: European Commission, Joint Research Centre, 323 p. http://ec.europa.eu/agriculture/analysis/external/livestock-gas/	France Europe
Impacts environnementaux	Leip, A. et al., 2015. Impacts of European livestock production: nitrogen, sulphur, phosphorus and greenhouse gas emissions, land-use, water eutrophication and biodiversity. Environmental Research Letters, 10 (11): 115004., 14 p. http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/10/11/115004	Europe
Performances des exploitations	Guyomard, H. et al., 2013. Vers des agricultures à hautes performances – Conception et évaluation de systèmes innovants en agriculture conventionnelle. Paris: Inra, 234 p. http://institut.inra.fr/Missions/Eclairer-les-decisions/Etudes/Toutes-les-actualites/Rapport-Agricultures-hautes-performances#	France
Protéines d'origine animale	Westhoek, H. et al., 2011. The Protein Puzzle. The consumption and production of meat, dairy and fish in the European Union. The Hague: PBL Netherlands Environmental Assessment Agency, 218 p. http://www.pbl.nl/sites/default/files/cms/publicaties/Protein_Puzzle_web_1.pdf	Europe

Les principales bases statistiques mobilisées ont été :

FAOSTAT	Production agricole	http://faostat3.fao.org/download/Q/*/*E	Monde
FADN	Comptabilité agricole	http://ec.europa.eu/agriculture/rica/	Europe
EUROSTAT	IAA, consommation, production bio	http://ec.europa.eu/eurostat/fr/home	Europe
OCDE	Production	http://stats.oecd.org/index.aspx?lang=fr	OCDE
Comext	Marchés	http://ec.europa.eu/eurostat/fr/web/prodcom/data/database	Europe
Esane INSEE	IAA	www.insee.fr/fr/methodes/default.asp?page=definitions/esane.htm	France

PRESENTATION DE LA SYNTHÈSE

La présente synthèse se décline en trois chapitres. Le premier introduit le contexte, les concepts et les méthodes employés pour évaluer les rôles, impacts et services issus des élevages. Il propose une clé de lecture des bouquets d'impacts et de services issus de l'élevage en appréhendant ces effets à l'échelle d'un territoire ou d'un système de production cohérent selon cinq interfaces : les marchés (consommation, échanges), l'emploi (et le travail), les intrants (approvisionnements exogènes), l'environnement (écosystèmes et climat), et les enjeux sociaux (patrimoine culturel, éthique, santé). Le deuxième chapitre décline successivement les connaissances scientifiques relatives à ces cinq interfaces. Le troisième chapitre relie l'ensemble de ces connaissances entre elles en regardant comment la littérature scientifique appréhende les bouquets de services. Il caractérise ensuite ces bouquets selon une typologie des territoires d'élevage européens en fonction de deux critères : la densité

des animaux par hectare de surface agricole utile (SAU) et la présence de prairies permanentes. Il présente enfin les principaux leviers d'action visant à réduire les antagonismes et trouver des compromis entre services.

Cette synthèse ne présente pas toute la littérature consultée (qui est mentionnée dans le rapport), mais introduit une sélection qui privilégie les publications les plus importantes et les plus récentes.

Enfin, se focalisant sur les effets *issus* des élevages, l'expertise n'a traité que ponctuellement de la réciproque, c'est-à-dire des impacts des services écosystémiques, du climat, de la pollution et autres désordres écologiques, ni des évolutions sociales et économiques opérant *sur* l'élevage européen. On ne trouvera donc pas dans ce document des voies d'adaptation aux changements globaux. Par ailleurs, l'envergure de la demande a obligé à limiter les investigations des experts dans le temps imparti. Ainsi, le grain d'analyse privilégié est l'échelle du « territoire » ou du « système d'élevage » sans pour autant se figer sur des entités géographiques ou conceptuelles homogènes, ni s'interdire de regarder d'autres échelles, plus fines (l'exploitation, la parcelle, l'animal, la plante) ou plus larges (le monde), quand cela semblait possible et utile pour la compréhension des phénomènes. Rappelons que l'expertise n'a pas traité les volets nutrition-santé. Ces sujets étant de plus en plus souvent étudiés conjointement aux autres services, certains résultats sont toutefois rapportés à la marge.

1 Des débats sociétaux à un cadre d'analyse territorialisé des rôles, impacts et services issus de l'élevage

Cette introduction présente les différents contextes et cadres d'analyse dans lesquels le travail d'expertise s'est inscrit : d'abord en toile de fond le débat social et scientifique, puis les concepts et méthodes mobilisés et enfin le cadre conceptuel construit pour l'expertise.

1.1 Un contexte marqué par le rapport 2006 de la FAO « *Livestock's long shadow* »

L'élevage et la consommation de produits animaux ont été particulièrement présents dans l'actualité médiatique et scientifique de la dernière décennie. Des problématiques nouvelles ont émergé comme l'intérêt de la séquestration du carbone par les sols pour limiter le réchauffement climatique, ou ont été réactualisées comme la cause animale, l'utilisation des terres et de l'eau... Paru en 2006, le rapport « *Livestock's long shadow* »¹ de la FAO a proposé un cadrage des débats en mettant en balance les enjeux de sécurité alimentaire et les dommages climatiques et environnementaux associés à l'élevage (FAO *et al.*, 2006).

1.1.1 Un diagnostic mondial partagé

Le rapport « *Livestock's long shadow* » s'inscrit dans la lignée des études qui s'interrogent sur les conséquences d'une croissance de la population mondiale jusque 9,7 milliards d'habitants d'ici 2050. En recensant les impacts issus des élevages sur le climat, l'eau et la biodiversité, ce rapport a alerté sur la menace pour l'avenir –"l'ombre portée"– que représente le développement des activités d'élevage tout en proposant quelques pistes pour y pallier. Un chiffre et une comparaison ont surtout été retenus : les animaux d'élevage sont à l'origine de 18 % des émissions totales de gaz à effet de serre (GES), soit plus que le secteur des transports (14 %). Ce chiffrage en a fait une des causes majeures du réchauffement climatique, même si la valeur de 18 % a depuis été revue à la baisse par la FAO (14,5 % des émissions mondiales). Selon ce rapport, les émissions sont pour plus des 3/4 liées à l'élevage des ruminants et pour un peu moins de 1/4 à l'élevage de monogastriques ; elles sont pour les 2/3 le fait de l'élevage dans les pays « en développement ». Les émissions entériques, les émissions des effluents et la déforestation sont les principaux contributeurs avec respectivement 26, 25 et 34 % des émissions totales. Ce rapport pointe également l'emprise territoriale majeure des élevages (3/4 des surfaces agricoles mondiales), les perturbations qu'il induit dans les grands cycles biogéochimiques et la faible efficacité de la conversion énergétique et protéique cultures-ruminants.

Le retentissement du rapport de la FAO a donné lieu à un diagnostic confirmé et précisé dans la littérature scientifique et qui se résume ainsi :

- La demande mondiale en viande a connu une forte hausse sur les 50 dernières années et celle-ci devrait se poursuivre, bien que plus modestement, d'ici 2050 (+73 % selon la FAO ; +60 % selon Alexandratos et Bruijsma, 2012 (Alexandratos and Bruijsma, 2012)).
- L'élevage utilise 3/4 des surfaces agricoles mondiales (Foley *et al.*, 2011), dont 1/3 de terres arables (FAO *et al.*, 2006) et 2/3 de prairies et parcours (Zabel *et al.*, 2014).
- Les animaux d'élevage procurent 1/3 des protéines consommées par l'homme au niveau mondial (Herrero *et al.*, 2009).
- Les ruminants sont, parmi les animaux d'élevage, les principaux émetteurs de GES anthropogéniques (9,3 % sur 14 % au total Gerber *et al.*, 2013) car ils émettent la majorité du méthane, conséquence d'un système digestif qui leur permet de valoriser la cellulose.
- La consommation alimentaire de produits animaux contribue au fait que l'humanité a déjà dépassé trois des « limites planétaires » (seuils périlleux de modification des écosystèmes) que sont l'érosion de la biodiversité et la perturbation des cycles de l'azote et du phosphore ; et elle participe à la menace sur

¹ FAO; Steinfeld, H.; Gerber, P.J.; Wassenaar, T.; Castel, V.; Rosales, M.; de Haan, C., 2006. *Livestock long shadow. Environmental issues and options*. Rome, Italy: FAO, 390 p. <http://ftp.fao.org/docrep/fao/010/a0701e/a0701e.pdf>

deux autres « limites » : le changement d'usage des terres et l'utilisation d'eau douce (Rockstrom *et al.*, 2009).

- Il faut en moyenne 6 kg de protéines végétales pour fabriquer 1 kg de protéines animales (Pimentel and Pimentel, 2003 ; Smil, 2000) ce qui veut dire que le « détour » par l'animal coûte 85 % des protéines végétales initiales ; ces valeurs varient de 2 à 10 kg selon les espèces (les poules et les porcs sont plus efficaces que les bovins dont les rations à base de fourrages sont moins digestibles) et selon les produits (les productions de lait et d'œufs sont plus efficaces que celles des viandes).

1.1.2 Une focalisation sur la part des produits animaux dans l'alimentation

Ce diagnostic rend problématique la tendance à la hausse de la demande alimentaire mondiale. Cette préoccupation converge avec les recommandations nutritionnelles. En effet, les maladies chroniques liées à l'alimentation (cancers, maladies cardiovasculaires, obésité) sont devenues un fardeau pour la santé publique. Or elles sont associées à la transition alimentaire qui s'est notamment produite au cours du XX^e siècle en Occident et, plus récemment, dans les pays du Sud.

L'emprise territoriale de l'alimentation du bétail a pris une place prépondérante dans le débat sur la sécurité alimentaire. Le détour par les animaux ayant un coût protéique significatif, la hausse de la consommation en produits animaux devient un problème (Tilman and Clark, 2014). L'analyse a ouvert de nombreux champs de discussions. Par exemple, le calcul de l'efficacité protéique des animaux ne se résume pas aux surfaces cultivées puisque les ruminants utilisent des prairies et parcours impropres à la culture et à la consommation humaine qui ne concurrencent donc pas l'alimentation humaine, et que les monogastriques sont capables de valoriser des coproduits industriels et des déchets du système agro-alimentaire (Peyraud, 2017 ; van Zanten *et al.*, 2016b), 2015). Concernant la nutrition humaine, le seuil auquel on bascule dans l'excès de protéines animales n'est pas clair et il varie selon l'âge des individus. Par ailleurs, les protéines animales et végétales ne présentent pas les mêmes équilibres en acides aminés essentiels ; elles ne sont donc pas complètement substituables. En outre, les modélisations environnementales adoptent souvent une approche normative des régimes alimentaires qui exclut leur diversité et leur dimension culturelle ; elles s'appuient souvent sur une égalité entre la consommation et la production de biens issus de l'élevage qui n'est réalisée qu'au niveau mondial. Pour de petits pays, le commerce international permet le déséquilibre entre consommation et production pour certains biens ou même globalement avec des conséquences environnementales apparemment contrastées selon l'origine des productions, mais aussi difficiles à tracer et à modéliser. Certains auteurs pointent enfin l'exagération mise sur la hausse de la consommation de viande sur les 50 dernières années : elle a surtout concerné les pays développés (+119 %) et nettement moins les pays en développement (+15 %, voire 3 % si on exclut la Chine et le Brésil), l'Inde et les pays de l'Afrique sub-saharienne ayant même réduit leur consommation animale par habitant depuis 1990 (Mora, 2016² ; Alexandratos and Bruinsma, 2012). On ne peut donc pas généraliser. De fait, la vision univoque de l'évolution de l'alimentation est tempérée par les analyses qui s'intéressent aux modalités de la transition nutritionnelle (Popkin *et al.*, 2012), lesquelles considèrent comme plus décisives les hausses de consommation de sucres et d'huiles (ces dernières étant liées de manière indirecte à l'élevage *via* la coproduction huile-tourteau) et insistent pour certaines d'entre elles sur le rôle, pour la santé, du développement des produits ultra-transformés (Monteiro *et al.*, 2013).

L'attention portée aux aliments d'origine animale résulte aussi d'un intérêt croissant pour le végétarisme et de l'action des mouvements de défense de la cause animale. Ceux-ci ont refait récemment irruption dans la sphère publique au gré d'actions médiatiques dénonçant l'indignité des conditions d'élevage et d'abattage³. La question est importante au regard du nombre d'animaux élevés et abattus chaque année dans l'Union européenne (360 millions de porcins, ovins, caprins, bovins et plusieurs milliards de volailles). Les végétariens ou les vegans semblent d'ailleurs s'installer dans une frange plus visible au sein de la population (Larue, 2015). Parallèlement, certaines innovations technologiques trouvent une écoute médiatique et institutionnelle inattendue comme la viande *in vitro* (dont le premier burger a été mangé en 2013) ou la consommation d'insectes en alimentation animale (alternative aux protéines végétales) ou humaine (alternative aux protéines animales).

² Mora O. Agrimonde-Terra, 2015 – note de synthèse sur l'évolution des régimes alimentaires : aux USA, les sucres transformés représentent 21% des apports énergétiques (375 kcal/jour) dont 2/3 proviennent des boissons et sodas (maïs). En Chine, les huiles végétales représentent 13% de l'apport énergétique et 30% des produits consommés dans les grandes villes sont frits

³ <http://www.l214.com/> (consulté le 16/04/2016)

1.1.3 Des transitions agricoles réexaminées

Perçu comme un coup de fouet provocateur, salvateur ou irrecevable, le rapport 2006 de la FAO a incité les politiques, les professionnels de l'élevage, les acteurs associatifs et les chercheurs à reprendre l'initiative sur le sujet. En France notamment, un Groupement d'intérêt scientifique « Elevage demain »⁴ a été créé en 2010, et les associations professionnelles de l'élevage tout comme les associations environnementales se sont mobilisées (Solagro, 2013)⁵ 6.

Les débats sur l'élevage et sur l'alimentation trouvent un écho dans les enjeux sociétaux plus larges concernant notre modèle de développement et sa responsabilité dans les dommages causés à la biosphère. Les rapports du GIEC sur le dérèglement climatique, ainsi que l'idée que nous serions entrés dans une nouvelle ère géologique, l'Anthropocène, alertent sur l'ampleur et le caractère irréversible de certaines évolutions ainsi que sur l'urgence de revoir nos modes de production et de vie⁷. Une partie des critiques porte sur l'industrialisation de l'élevage. L'agrandissement des fermes et la robotisation alimentent autant de promesses que d'inquiétudes quant à leurs conséquences.

Une panoplie de nouveaux concepts cherche à encourager une « modernisation » qui préserve la production tout en s'assurant d'une maîtrise des impacts environnementaux. Les notions d'agriculture écologiquement intensive, de « *smart agriculture* », d'élevage de précision, voire « l'élevage 2.0⁸ » avancent l'intérêt de la bio-ingénierie, de la géolocalisation, des capteurs et de données statistiques massives pour piloter les exploitations. Les concepts d'écologie industrielle et d'économie circulaire s'appliquent à l'agriculture pour préconiser le « rebouclage » des cycles biogéochimiques (azote, phosphore, carbone). Les innovations technologiques dans le domaine du traitement et de la valorisation des déchets organiques (en particulier les effluents d'élevages) s'inscrivent dans cette démarche. La notion d'agroécologie cherche à refonder les systèmes agricoles à partir de l'utilisation des services écosystémiques. Les dimensions sociales de l'agroécologie, très fréquentes dans les approches sud-américaines (souveraineté alimentaire, démarche participative, savoirs locaux) ne sont pas systématiquement présentes en Europe : peu en France, davantage en Espagne. Cependant, l'essor des circuits courts et les initiatives récentes en faveur d'une « gouvernance alimentaire territoriale » soulignent le souci d'une réappropriation citoyenne des modes de production et d'approvisionnement. Ces différentes voies d'évolution sont appréhendées, par certains, comme relevant d'un continuum gradué allant dans le sens de la recherche d'une meilleure performance et, par d'autres, comme des voies divergentes, voire contradictoires.

Le concept ESR (Hill, 1998) est souvent utilisé comme grille de lecture pour appréhender ces transitions. Il se définit selon ses trois initiales : (i) l'efficacité (E) qui correspond à une recherche d'optimisation de l'usage des ressources grâce au développement de technologies et d'outils d'aide au raisonnement ; (ii) la substitution (S) qui conduit notamment à remplacer des intrants chimiques par des intrants biologiques ou à mettre en œuvre des méthodes alternatives (santé) ; et (iii) la reconception (R) des systèmes agricoles en s'appuyant notamment sur des concepts issus de l'écologie. On retrouve les principales stratégies de modernisation écologique des systèmes d'élevages. Ceux ayant recours à des intrants exogènes à leur environnement local vont chercher à améliorer l'efficacité de l'usage des ressources achetées (aliments, eau, engrais, pesticides) ainsi que leur recyclage et la valorisation des déchets et coproduits (Kuisma *et al.*, 2013). Le remplacement des intrants de synthèse par des intrants biologiques (lutte intégrée, phytopharmacie en santé animale) constitue une variante améliorée - la substitution dans la classification de Hill. L'agroécologie relève de la reconception en revisitant les liens entre agriculture et écosystèmes (Altieri, 1987 ; Gliessman, 2007).

Ces dynamiques interviennent sur fond de tensions récurrentes sur les marchés européens et mondiaux des produits animaux. Les difficultés ne semblent toutefois pas réductibles à l'incertitude économique car elles

⁴ Il réunit plus de 300 chercheurs et ingénieurs issus de : INRA INRA, Irstea, Agrocampus Ouest, Institut de l'Elevage, IFIP, ITAVI, Sysaaf, APCA et des interprofessions CNIEL, Interbev, Inaporc, FGE. <https://www.gis-elevages-demain.org/>

⁵ Voir <http://idele.fr/rss/publication/idelesolr/recommends/cap2er-la-methodologie.html> ; <http://www.interbev.fr/environnement/viande-climat-atouts-solutions/> et le projet européen « beefcarbon » http://www.interbev.fr/wp-content/uploads/2015/09/BEEF-CARBON-francais-2015_HD.pdf

⁶ <http://www.arc2020.eu/livestockdebate/>

⁷ Les Editions Sydney University Press ou Oxford Journal of Environmental History ont publié des numéros spéciaux consacrés à l'élevage sous l'angle de l'Anthropocène.

⁸ Plusieurs colloques organisés par l'Institut de l'Elevage, le Copa-Cogeca ou l'INRA entre 2015 et 2016

touchent la reconnaissance professionnelle⁹, la transmission des exploitations, l'autonomie et le contrôle des éleveurs dans la gestion de leur système d'élevage... Elles apparaissent comme celles d'une transition entre un modèle productiviste qui n'a pas tenu toutes ses promesses et des modèles qui sont encore largement à inventer. Ainsi, bien qu'elles soient fortement présentes dans le champ scientifique, il est, par exemple, difficile d'identifier et d'investir les nouvelles fonctions associées à la notion de services écosystémiques (Power, 2010).

1.2 Quels impacts et quels services issus des élevages prendre en compte? Comment les représenter ?

1.2.1 Différents critères d'évaluation des impacts et services de l'élevage

Les impacts et services issus de l'élevage peuvent être regroupés par grands domaines : l'environnement, les aspects socio-économiques et la santé humaine et animale. Le Tableau 1 résume les différentes entrées présentes dans la littérature scientifique et les critères proposés pour en rendre compte. Ils seront détaillés et discutés dans le chapitre 3.

Tableau 1. Domaines et critères à considérer pour évaluer les impacts positifs et négatifs de l'élevage et des produits animaux

Domaines		Critères	Indicateurs d'impacts *	
			Impacts positifs	Impacts négatifs
Environnement	Flux de matières et d'énergie	Nutriments (matière et énergie)	Valorisation des surfaces toujours en herbe et des coproduits ; production de biogaz	Consommation d'intrants, pressions locales et exportées sur les milieux
		Cycles biogéochimiques	Fertilité des sols, qualité de l'eau	Gaspillage de ressources et transferts de pollution
	Changement climatique		Stockage du carbone	Emissions de GES ; déstockage du carbone
	Usage des terres	Biodiversité	Richesse spécifique dans les prairies, parcours et haies	Faible biodiversité domestique ; perte et sélection de la biodiversité sauvage
		Habitats et milieux	Maintien des prairies et du bocage ; alpages et parcours méditerranéens	Intensification ; conflits avec la flore et la faune sauvage
Socio-économique		Production et emplois	Création de richesse et d'emplois ; compétences professionnelles notamment bouchères, charcutières et fromagères	Chute du nombre d'éleveurs, conditions difficiles de travail et niveaux de rémunération dans la filière
		Valeurs, patrimoine	Gastronomie, savoir-faire, paysages, tourisme...	Mise en cause des systèmes intensifs, souffrance animale
Santé humaine et animale		Composition nutritionnelle et consommation	Protéines animales de qualité (acides aminés essentiels), vitamine A, oligoéléments, oméga-3 Denrées diversifiées	Teneurs excessives en acides gras saturés et en oméga-6 Excès de consommation de viande Antibiorésistance, contamination médicamenteuse et biocides du fait de la présence de résidus dans le sol et les produits animaux
		Santé animale	Favorisée par la robustesse des animaux et le bien-être animal	Zoonoses, coût en santé humaine et animale Pertes en production

* les impacts positifs et négatifs ne sont pas génériques ; ils dépendent beaucoup des formes d'élevage, c'est-à-dire de la manière dont les animaux sont élevés, nourris, soignés et abattus.

⁹Cf. <https://www.gis-elevages-demain.org/Publications-du-GIS/Communications-et-articles/Acceptabilite-sociale-de-lelevage/Controverses-sur-l-elevage-bovin-en-France>

1.2.2 Les grands types d'approches

On peut distinguer dans la littérature plusieurs grands types d'approches dans l'analyse des impacts et services.

L'approche des flux marchands, de matières, de nutriments, etc., met en exergue les relations de causalité et l'efficacité des itinéraires de production. Certaines évaluations multicritères de type Analyse du cycle de vie (ACV) appliquées aux territoires ou bien l'analyse des cycles biogéochimiques, ou encore les approches d'écologie territoriale (ou métabolisme territorial), permettent de visualiser les transformations et transferts successifs de la matière depuis sa fabrication jusqu'à sa consommation, voire jusqu'à sa fin de vie. Ce parcours met en lumière l'efficacité entre les entrées de matière et les sorties, en identifiant les sources potentielles de fuites vers l'atmosphère, l'eau et les sols. Ces démarches permettent de comparer des systèmes différents (ex : agriculture conventionnelle vs bio), ou une situation réelle et les résultats d'une simulation. La communauté scientifique spécialiste de l'azote est particulièrement active dans ce domaine, appliquant à un territoire le principe des flux de nutriments entrants et sortants. Un rapport récent compare ainsi les flux protéiques enregistrés dans l'UE 27 en 2004 à ceux d'une modélisation simulant une baisse de la consommation de viande de 50 % (Westhoek *et al.*, 2015) ; une autre montre l'importance des échanges lointains de nutriments et de matières (Billen *et al.*, 2015). Les approches de métabolisme territorial, ou plus récemment le concept de nutrition environnementale (Sabate *et al.*, 2016), relient également les processus naturels aux caractéristiques sociales et techniques d'un territoire. Dans leur *Essai d'écologie territoriale*, Bonaudo *et al.* (2015) comparent les flux d'azote (protéine) d'un territoire d'élevage savoyard entre deux périodes (1925-1960 et 1965-2013) : ils soulignent qu'il y a eu passage d'un système autonome en azote à un système ouvert et dépendant, du fait d'un découplage des cycles biogéochimiques entre les cultures et l'élevage. Cette ouverture s'est traduite par des flux monétaires également beaucoup plus importants (marchés, subventions, crédits) qui conditionnent dorénavant les flux de matières.

La multifonctionnalité et les approches par services donnent à voir la pluralité des rôles et des impacts issus de l'activité d'élevage. Elles consistent à regarder l'ensemble de ses finalités pour la société et de ses fonctions dans la nature. Le concept de « multifonctionnalité » de l'agriculture est apparu sur la scène internationale en 1992, lors du sommet de Rio, aux côtés de celui de développement durable. L'idée directrice est de considérer l'ensemble des fonctions liées à l'activité agricole au-delà de la seule production de biens alimentaires. Parmi ces fonctions figurent l'entretien et la gestion des paysages, l'agrotourisme, la production d'énergies renouvelables, le bien-être animal... Ce concept a trouvé une portée concrète dans les politiques rurales européennes, notamment au travers des mesures agro-environnementales. Le concept de « services écosystémiques » naît à peu près à la même époque, mais a été popularisé seulement en 2005 par le *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005). Le concept a été adapté aux écosystèmes cultivés ou agroécosystèmes, puisque, dans ce cas particulier, la production résulte des effets combinés d'intrants exogènes (engrais, pesticides, énergie) et de services écosystémiques (CGIAR Research Program on Water Land and Ecosystems (WLE), 2014). La Figure 4 montre que les services rendus par la biodiversité à l'agriculture (dits « services intrants ») sont distincts de ceux fournis directement à la société (ex : qualité de l'eau, régulation du climat, paysages, etc.). Le « bouquet de services » qui résulte des services conjoints dans un même territoire (Bennett *et al.*, 2009) peut mettre à jour des antagonismes entre processus écologiques, donc des compromis ou arbitrages entre services écosystémiques (Rodriguez-Ortega *et al.*, 2014). La notion de service écosystémique s'impose désormais dans tous les champs disciplinaires et tend à devenir l'axiome de la performance écologique. Le concept est critiqué car il prête le flanc à une marchandisation de la nature (Maris, 2014). Penser la production agricole à l'aune des services écosystémiques ne fait pas non plus consensus (Barnaud *et al.*, 2011). Une transposition de l'approche aux activités et territoires d'élevage a débouché sur quatre catégories de services : l'approvisionnement (e.g. quantité et qualité d'aliments produits), la qualité environnementale (biodiversité, cycles biogéochimiques, hétérogénéité des paysages), la vitalité territoriale (dynamisme rural et emploi) et l'identité culturelle (gastronomie, identité des terroirs) (Ryschawy *et al.*, 2015).

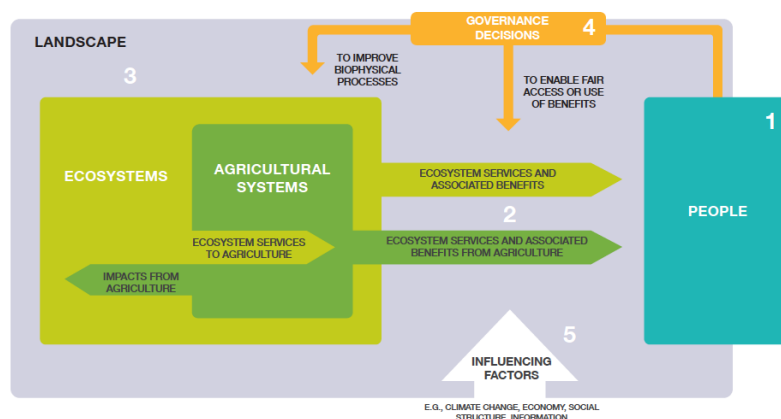


Figure 4. Représentation des services écosystémiques. (CGIAR Research Program on Water Land and Ecosystems (WLE), 2014). Ce schéma distingue les services écosystémiques « intrants », c'est-à-dire fournis à l'agriculture, et des « services écosystémiques et bénéfices associés fournis par l'agriculture » qui sont ceux considérés dans l'expertise. Ce schéma a aussi l'intérêt de montrer la flèche des impacts de l'agriculture vers les écosystèmes.

Les approches reliant les systèmes écologiques, techniques et sociaux placent le jeu des acteurs au cœur du système. Le concept de « systèmes sociotechniques » appliqué à l'agriculture explore le couplage homme-technique-innovation (Touzard *et al.*, 2015). Celui de « systèmes socio-écologiques » a, lui, d'abord servi à disséquer la complexité des interactions sociales et écologiques de territoires à forts enjeux naturels (Folke *et al.*, 2002). Ce cadre d'analyse a ensuite été croisé avec celui de l'analyse institutionnelle afin d'examiner comment les acteurs interagissent pour contribuer à différents objectifs de performances environnementales, sociales et économiques (McGinnis and Ostrom, 2014). Puis, il s'est enrichi en intégrant les dimensions techniques et l'aval de la production (Marshall, 2015). Il a parallèlement été appliqué aux systèmes alimentaires ((Vallejo-Rojas *et al.*, 2015). Si l'on se focalise sur les systèmes d'élevage, le système technique se définit par la combinaison des animaux, des cultures et des prairies, représentés sous forme de trois cercles dans la Figure 5 (Moraine *et al.*, 2016). Les interactions entre les trois cercles déterminent le niveau de fourniture des services *via* les flux de matières ou d'énergie. Le système écologique, placé en amont du système technique, correspond aux ressources biotiques (organismes vivants permettant la fourniture des services écosystémiques) et abiotiques (eau, énergie), renouvelables ou non, exogènes ou endogènes au territoire. Le système social comprend localement les agriculteurs, les gestionnaires des ressources naturelles et, partiellement, les acteurs du système alimentaire. Le comportement des acteurs est influencé par les politiques publiques, les marchés, les normes... Ces trois systèmes – écologique, technique et social – interagissent entre eux et à des échelles locales et globales. Compte tenu de la coexistence d'effets positifs et négatifs, et du fait que les acteurs qui bénéficient des effets positifs ne sont pas les mêmes que ceux qui subissent des effets négatifs, des arbitrages sont pris en compte de manière explicite (contrat) ou plus indirecte (normes, taxes...). Les encadrés jaunes représentent quelques-uns des critères retenus pour l'analyse des impacts et services.

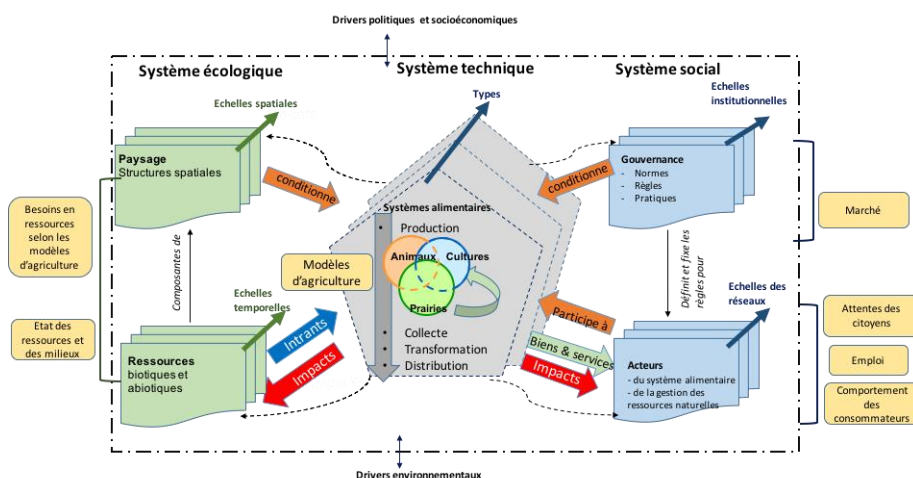


Figure 5. Représentation des systèmes d'élevage comme système technique à l'interface entre un système écologique et un système social (adapté de Marshall, 2015 et Vallejo-Rojas *et al.*, 2015)

1.3 Un cadre d'analyse proposé pour l'analyse des rôles, impacts et services issus de l'élevage et de ses produits

Pour l'expertise, il est apparu utile de définir un cadre d'analyse permettant de visualiser toutes les dimensions à étudier. On s'est inspiré des concepts et représentations décrits ci-dessus pour concevoir la Figure 6, en se centrant sur les attendus de la demande d'expertise et sur des éléments du contexte qui semblaient structurants pour la discussion. Le mode de représentation schématique devait ainsi répondre aux conditions suivantes : 1) que les impacts environnementaux, économiques et sociaux du système puissent être représentés sur un même schéma ; 2) qu'il prenne en compte l'ensemble des flux de matières et d'énergie ; 3) qu'il intègre le fait que les filières puissent s'inscrire dans plusieurs territoires, tant pour la production des aliments du bétail que pour la transformation et la consommation des produits animaux ; 4) qu'il puisse se décliner à différents niveaux d'organisation : un système d'élevage (exploitation ou coordination d'exploitations), un territoire (local, régional, européen...).

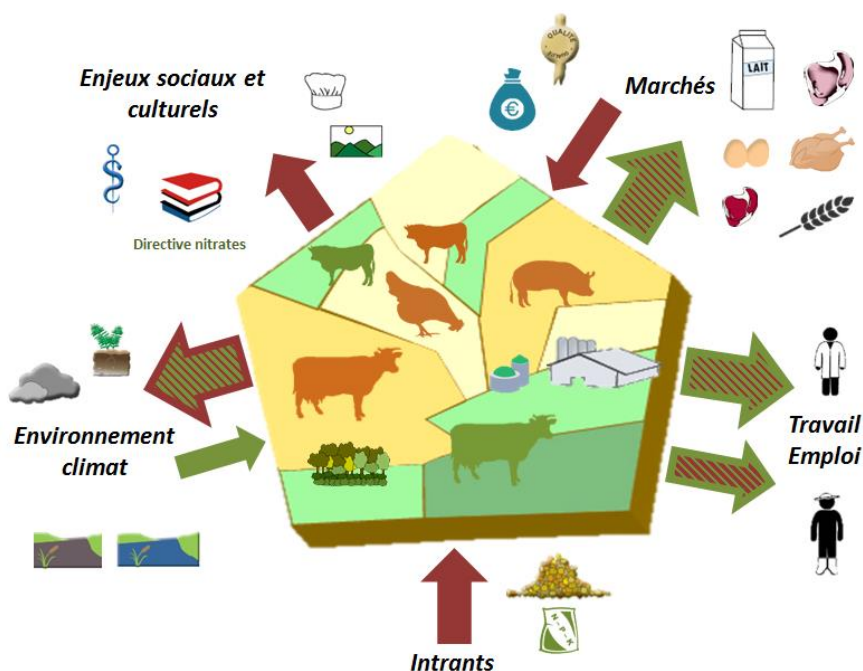


Figure 6 : Représentation symbolique du cadre d'analyse choisi pour l'ESCO

Intérieur du territoire		Bâtiment des industries agroalimentaires amont et aval Méthaniseurs	Marchés		Produits alimentaires
		Animaux d'élevage nourris par des concentrés (ocre) ou à l'herbe (vert)			Ventes, achats...
		Biodiversité remarquable			Signes de qualité des produits
		Haies, paysage bocager			Production d'énergie
Intrants		Aliments pour animaux, engrais, pesticides, énergie	Enjeux sociaux et culturels		Coordination des acteurs
Travail emploi		Éleveurs, salariés agricoles et employés des industries agroalimentaires			Aspects sanitaires
Environnement et climat		Qualité de l'eau bonne (bleue) ou mauvaise (grise)			Patrimoine gastronomique
		Qualité des sols			Esthétique paysagère
		Effets sur l'air (particules) ou le climat (émissions de GES)			Aspects réglementaires et juridiques

Dans cette représentation, le pentagone central figure un système d'élevage ou une filière dans son territoire. Celui-ci intègre les infrastructures naturelles et les activités agroindustrielles sur lesquelles s'appuient les élevages. Ce territoire d'élevage est décrit par ses principales caractéristiques : espèces, taille des troupeaux (symbolisée par un animal petit ou grand), source de l'alimentation (animal vert = pâturage, ocre = concentrés). La répartition et la diversité de l'utilisation des terres sont suggérées par deux verts pour les prairies permanentes et temporaires, deux jaunes pour les cultures. Ce système interagit avec cinq interfaces, les côtés du pentagone, qui découlent du Tableau 1 et de la volonté de mettre en exergue les intrants exogènes au territoire :

- **Intrants** : aliments du bétail, énergie, produits phytosanitaires, eau, médicaments...
- **Environnement et climat** : émissions de GES, qualité de l'air, qualité de l'eau, qualité des sols, séquestration du carbone
- **Marchés** : types de produits (standard/certifié, qualité sensorielle), volumes, prix, modalités de commercialisation
- **Travail et emploi** : emplois directs et indirects, conditions de travail, santé des travailleurs, organisation des filières
- **Société et culture** : patrimoine culturel et gastronomique, éthique, zoonoses, antibiorésistance...

Des éléments figuratifs symbolisent les principaux éléments concernés par ces interfaces : produits alimentaires, directives juridiques, aliments du bétail transformé par l'industrie, GES, rivière polluée, etc. La bourse signifie que l'impact ou le service fait l'objet d'une transaction financière déterminante ; la balance représente le cadre réglementaire, et la poignée de main la coordination entre acteurs.

La quantification des impacts est représentée par une flèche sortante plus ou moins large, et dont la couleur indique que les effets sont positifs (vert) ou négatifs (rouge) ou mitigés (bicolore). Les flèches entrantes indiquent l'existence de pressions sur les systèmes d'élevage : risques, prédation, pression sociale, etc.

Comme pour toute représentation visuelle, la portée heuristique de ce schéma reste toutefois limitée (toutes les interactions ne sont pas décrites). Le pentagone est centré sur les interactions liées aux systèmes d'élevage. Si on avait choisi de regarder les entreprises agroalimentaires, les territoires pertinents, où se conjuguent leurs interactions environnementales, sociales et économiques, et leurs fondements administratifs et politiques, auraient été différents. L'ensemble de ces territoires emboîtés ne peut pas être représenté dans un unique schéma. On a privilégié une structure spatiale, en référence à un territoire, plutôt que temporelle. Cette seconde option aurait pourtant intégré des éléments intéressants sur la dynamique et la capacité de résilience des systèmes. Les variables de stock, qu'il s'agisse de capacités productives physiques et d'infrastructures, de compétences et de réseaux d'interconnaissance, de biodiversité, de patrimoine culturel ou de paix sociale, ne peuvent être visualisées simplement sur un tel schéma, alors qu'elles contribuent à la dynamique des systèmes. Enfin, les irréversibilités et les non-linéarités échappent également à ce type de représentation. L'ensemble de ces éléments est cependant présent dans les analyses. Enfin, en ce centrage sur le territoire, la représentation ne rend pas toujours bien compte de la diversité des formes d'élevage qui coexistent au sein de celui-ci, et fait surtout ressortir le bouquet de services issu des systèmes dominants.

1.4 L'évaluation : un jugement adossé à des éléments objectivables

L'exercice d'expertise s'appuie sur une synthèse de la littérature qui recèle une grande hétérogénéité de méthodes. Afin de distinguer l'hétérogénéité des méthodes employées de celle des systèmes étudiés, il est intéressant de porter un regard critique sur ces méthodes d'évaluation.

1.4.1 De nombreuses méthodes pour de nombreux effets

Les évaluations s'appuient sur des résultats d'observations directes (quantités réelles d'eau, d'énergie, de production...) ou des résultats de calculs et modélisations. Les volets environnementaux et économiques sont nettement plus présents que les enjeux sociaux et culturels. Les évaluations sont le plus souvent centrées sur une filière, sur les exploitations agricoles ou sur des échelles plus restreintes, comme la parcelle ou l'animal (Bockstaller *et al.*, 2008). Rares sont les évaluations territoriales, et plus rares encore celles qui croisent différentes échelles.

Les indicateurs d'évaluation peuvent être une mesure observée, une donnée quantitative (chiffrée) ou qualitative issue d'un calcul, une estimation modélisée, etc. L'indicateur peut résulter d'un lien de causalité direct (par exemple, la quantité d'animaux abattus pour estimer un niveau de production) ou indirect lorsque l'on fonde l'évaluation sur une hypothèse de causalité. Par exemple, mesurer le niveau de biodiversité d'un site passe par l'utilisation d'une variable « proxy » comme, par exemple, l'hétérogénéité des paysages car elle est supposée favoriser la biodiversité (Fahrig *et al.*, 2011).

Les évaluations multicritères sont aujourd'hui privilégiées, notamment dans les démarches environnementales s'inscrivant dans une approche de durabilité. Le choix des indicateurs, des métriques (unités) et des méthodes d'agrégation constituent un volet méthodologique d'autant plus crucial qu'il peut biaiser ou, pour le moins, influencer l'interprétation et la signification du résultat. La part de subjectivité augmente dès qu'il s'agit de hiérarchiser plusieurs indicateurs de natures différentes sur une même échelle de valeurs. Plusieurs méthodes permettent cette agrégation : la somme pondérée, les sommes de rangs (classer chaque critère du meilleur au moins performant), les méthodes de sur-classement (Perny, 1998). L'intérêt est de ne pas opérer de compensations entre effets positifs et négatifs sur des critères pour lesquels il pourrait exister des valeurs seuils au-delà desquelles la durabilité du système pourrait être remise en cause. Chaque critère correspond alors à un objectif à atteindre : par exemple le niveau de biodiversité à maximiser, l'eutrophisation à minimiser. Du fait de l'importance de ces processus de choix, plus le passage des données aux résultats d'évaluation est explicité (sélection des indicateurs, choix des valeurs de référence, modes d'agrégation, etc.), plus il est aisé d'appréhender la pertinence et les limites de l'évaluation (Veissier *et al.*, 2011). De manière contrastée, l'objectif de l'analyse coût-bénéfice, préconisée pour l'évaluation des investissements publics (Pearce *et al.*, 2006 ; Quinet (coord.), 2013), est justement l'agrégation des effets positifs et négatifs sur la base des consentements à payer des consommateurs aussi bien pour les biens et services marchands que pour les biens et services non marchands. Elle reste très rare dans le domaine de cette expertise, à l'exception notable du *European Nitrogen Assessment* (Sutton *et al.*, 2011)¹⁰ sur certains aspects de la cascade de l'azote. Sa faisabilité dépend en premier lieu de la qualité de l'évaluation environnementale, la valorisation monétaire des effets environnementaux constituant un défi supplémentaire à sa mise en œuvre.

1.4.2 Le dynamisme des analyses environnementales, notamment de l'ACV

L'évaluation environnementale est un domaine scientifique très actif. L'**Analyse du cycle de vie** (ACV) y tient actuellement une place centrale. Cette approche sert en particulier de base à des outils de calcul permettant de procéder à des évaluations à grande échelle, comme la base de données française Agribalyse de l'ADEME¹¹ ou l'outil de modélisation GLEAM-i (*Global Livestock Environmental Assessment Model*) de la FAO¹². Créée pour l'industrie, cette méthode a été adaptée à l'agriculture dans les années 1990 (van der Werf and Petit, 2002). Elle marque un changement dans la façon de concevoir le lien à l'environnement, en proposant une vision à la fois comptable et systémique. Elle se fonde sur le principe du cycle de vie (chaîne qui va de l'extraction des ressources nécessaires à la fabrication de l'objet, ou du service, jusqu'à la gestion des déchets qu'il génère, ou son recyclage en fin de vie ; du berceau à la tombe ou « *cradle to grave* »). Néanmoins, dans les ACV réalisées à l'échelle des systèmes de production agricole, le cycle n'est pas bouclé puisqu'on s'arrête souvent à la sortie de la ferme (« *cradle to farm gate* »). L'ACV propose un ensemble de catégories d'impacts associées à l'utilisation de ressources (eau, surface terrestre, ressources énergétiques...) ou à l'émission de polluants dans différents compartiments (eau, sol, air). Elle leur affecte des cibles différentes comme la santé humaine ou celle des écosystèmes. Elle considère les différentes zones géographiques concernées par le cycle de vie d'un produit (phosphore, pétrole, mélasses ou soja... provenant de pays tiers). Deux limites fortes des méthodes ACV sont souvent mises en avant : (i) elles ne comptabilisent que les aspects négatifs (pas de services positifs) et (ii) elles reposent sur un nombre important d'hypothèses peu « visibles » pour les destinataires (notamment sur le périmètre du système retenu dans l'analyse). Ces méthodes continuent d'être améliorées pour mieux couvrir des champs comme l'écotoxicité ou la biodiversité, ou aborder les champs du social (Falque *et al.*, 2013 ; UNEP,

¹⁰ <http://www.cambridge.org/gb/academic/subjects/earth-and-environmental-science/climatology-and-climate-change/european-nitrogen-assessment-sources-effects-and-policy-perspectives?format=HB&isbn=9781107006126>

¹¹ www.ademe.fr/expertises/produire-autrement/production-agricole/passer-a-l'action/dossier/evaluation-environnementale-agriculture/loutil-agribalyser

¹² www.fao.org/gleam/fr/

2009). Il existe également une variante, dite ACV conséquentielle, qui permet d'évaluer les impacts d'une décision sur les processus affectés par cette décision (ex : impact d'un changement dans l'alimentation des animaux sur l'usage des terres) (Nguyen *et al.*, 2013 ; Vazquez-Rowe *et al.*, 2013).

D'autres méthodes d'analyse environnementale sont aussi employées pour évaluer les systèmes d'élevage, comme la méthode Emergy couplée à une ACV (ex : Wilfart *et al.*, 2013 ; Zhang *et al.*, 2010) ou la théorie de la viabilité qui présente l'intérêt de ne pas identifier un optimum, mais de rechercher les divers champs des possibles. Elle peut ainsi être mobilisée dans la réflexion sur les compromis territoriaux entre plusieurs impacts ou services (Sabatier *et al.*, 2015 ; Tichit *et al.*, 2007).

1.4.3 Les aspects sociaux moins souvent considérés

Les études d'impact laissent généralement le volet social de côté. Cette situation s'explique par le profil des disciplines mobilisées (biologiques, biotechniques ou économiques), et par le manque de données socioculturelles quantifiées et accessibles. Les travaux de géographie sont pourtant nombreux, mais ils ne sont pas coordonnés avec les méthodes d'analyses environnementales de type ACV. L'évaluation dans les domaines culturels et patrimoniaux passe essentiellement par des analyses qualitatives, avec une investigation importante de terrain et une collecte de données quantitatives mais trop souvent de nature monographique. Certains auteurs s'inquiètent que ce manque de prise en compte des aspects sociaux ne freine l'innovation, notamment en agroécologie : mieux comprendre les freins à la diversification des cultures et au développement des cultures de légumineuses permettrait sans doute aussi de lever ces freins. Ces lacunes s'ajoutent à celles de l'analyse économique concernant les dynamiques de l'organisation territoriale et industrielle des filières dans lesquelles sont insérés les différents types d'élevage. Ces dynamiques sont également caractérisées par des pas de temps longs où s'entrecroisent des causalités relevant à la fois de concurrences foncières et de mise en place d'infrastructures de transformation, de transport et d'approvisionnement à de multiples échelles territoriales.

1.4.4 Les spécificités de l'évaluation des effets des politiques publiques sur les services issus de l'élevage

L'évaluation des politiques publiques visant à soutenir la production de services par les élevages passe par des démarches qualitatives et/ou quantitatives. Parmi les premières, plusieurs s'inspirent de l'économie institutionnelle, en particulier de la procédure « PICA » (*Procedure for Institutional Compatibility Assessment* ; Amblard and Mann, 2011), qui a été appliquée aux zones d'élevage concernées par la Directive cadre sur l'eau. Partant de l'hypothèse qu'une politique efficace doit être compatible avec le contexte institutionnel, cette méthode identifie les incompatibilités institutionnelles potentielles. Pour les secondes, l'économétrie de l'évaluation et la statistique ont été utilisées pour estimer les effets spécifiquement attribuables des politiques sectorielles (Brodsky *et al.*, 2007) et, notamment, les Mesures agro-environnementales (MAE). La méthode consiste à comparer les pratiques observées dans des exploitations bénéficiaires de MAE à celles d'exploitations qui n'en bénéficient pas. Plusieurs méthodes, dont celle dite d'appariement (ou « *matching* » par *propensity score*), permettent de contrôler les biais de sélection dus aux différences entre bénéficiaires et non-bénéficiaires ou entre périodes (dans le cas d'une approche de type « avant/après »).

Les méthodes précédentes négligent les effets de marchés et la réaction des autres secteurs de l'économie à la mise en œuvre de la politique. Or l'élevage est inséré dans de multiples relations avec les industries d'amont et d'aval d'une part et d'autre part affecté par l'action de politiques - la Politique agricole commune en particulier - sur l'usage des sols. Prendre en compte les effets économiques en cascade suppose une description complète des circuits économiques et une description fine des relations commerciales des différents types d'élevage, ainsi que de leur fonctionnement technico-économique en faisant apparaître les variables affectées par la politique à évaluer. Ce travail est un préalable aux analyses coût-bénéfice ou aux analyses coût-efficacité. Les applications à l'élevage existantes restent rares et souvent limitées à des cas relativement simples, par exemple l'interdiction des mouvements d'animaux en cas d'épizootie ou l'embargo russe.

1.4.5 Quelques précautions concernant l'utilisation des méthodes d'évaluation

Quelle que soit l'approche privilégiée, l'interprétation et la comparaison des résultats nécessitent de garder à l'esprit certaines précautions d'usage. Ainsi :

- Appréhender le périmètre d'une évaluation est complexe : correspond-il à des frontières environnementales, socio-économiques ? Prend-il en compte les effets directs, indirects, induits, délocalisés ? Les résultats se rapportent-ils au territoire de production, de consommation ?
- L'unité fonctionnelle est la base de la quantification des indicateurs de performance. Or rapporter une émission au « kilo produit » ou à l'« hectare utilisé » ne produit pas le même résultat. Le classement entre systèmes d'élevage (intensifs vs extensifs) sera différent.
- La faible disponibilité des données à des échelles spatiales fines explique souvent le recours à des indicateurs globaux. Les données FAO sur les rendements conduisent en particulier à des approximations grossières, qui peuvent être infirmées par des approches locales. Pour la biodiversité, la majorité des études s'appuient sur l'indicateur « oiseaux communs », un indicateur qui est peut être pertinent mais qui est surtout le seul disponible à de larges échelles et de manière homogène. A l'inverse, la mobilisation d'un grand nombre de données de natures ou d'origines très diverses induit de la lourdeur, et peut accroître le niveau d'incertitude du résultat agrégé.
- Le paramétrage des modélisations et leurs performances sont rarement explicites. Les valeurs d'émissions de GES varient ainsi fortement entre les inventaires nationaux réalisés dans le cadre du GIEC et les estimations de la FAO : tandis que les premiers affectent au bétail ses seules émissions directes (fermentation entérique, rejets d'effluents, etc.) et s'en tiennent à la comptabilité des émissions dans le pays de production, la FAO tient compte des émissions indirectes associées à la production des aliments pour le bétail. D'autres travaux incluent en outre les émissions associées aux pays où sont consommés les produits animaux.
- Le choix et l'interprétation des indicateurs est délicate. Ces indicateurs sont par nature des variables indirectes ne rendant qu'imparfaitement compte de la réalité. De plus, la définition des seuils utilisés pour leur agrégation ou leur interprétation comporte une part de subjectivité. Par exemple, dans le domaine du bien-être animal, le jugement des experts n'est souvent pas proportionnel à la valeur mesurée du critère d'évaluation : ainsi la note attribuée à un élevage sur le critère "boiteries des animaux" sera mauvaise dès un taux 10% de boiteries dans le troupeau (Welfare Quality®, Winckler *et al.*, 2009).
- L'interprétation des relations de causalité entre un indicateur et un impact n'est pas non plus forcément identique à toutes les échelles. Ainsi, l'intensification des pratiques d'élevage se traduit « globalement » par une économie de ressources et des terres. Mais, localement, le marché des produits animaux n'étant pas contingenté, en améliorant la productivité, l'intensification accroît la production et donc l'utilisation d'intrants (ainsi que le risque de pollutions associées à la concentration d'animaux).
- En raison de l'intrication des problèmes, des mécanismes qui les régissent (notion de *wicked problem* dans la littérature anglaise), une solution sur un volet particulier a des effets difficilement prédictibles sur d'autres aspects. Ainsi, augmenter la productivité du cheptel réduit les émissions de GES par unité de produit mais peut entraîner, dans certaines configurations, une augmentation de la production totale et donc des émissions du secteur. Certains préconisent alors l'utilisation d'ACV conséquentielles, qui permet entre autres d'évaluer l'intérêt de différentes stratégies d'amélioration, afin de prendre en compte les différentes conséquences (environnementales, économiques...) des choix proposés.
- Enfin, la perception et l'analyse des enjeux environnementaux, sociaux et économiques dépendent de la position des différents acteurs. Une étude a ainsi montré qu'un même jeu d'indicateurs était classé différemment par des chercheurs, des consommateurs et des producteurs, aboutissant à des résultats différents, en partant des mêmes objets (Castellini *et al.*, 2008).

2 La multiplicité des impacts et services issus des élevages européens

Ce chapitre répond aux deux premiers objectifs du cahier des charges de l'expertise. Il synthétise les connaissances scientifiques sur les impacts ou services issus des élevages européens en suivant les cinq grands domaines de notre cadre d'analyse (Figure 6) : marchés, emploi-travail, intrants, environnement et climat et enjeux sociaux et culturels. Des éléments de cadrage ont été inclus à partir des données statistiques européennes afin de les mettre en regard des travaux scientifiques. Ils sont essentiellement présentés dans la première section « marchés ». Les cinq sections comportent des recouvrements et des connexions évidents, par exemple entre environnement et intrants, ou enjeux sociaux et emplois. Ces relations seront approfondies dans le chapitre 3 sur les bouquets de services.

2.1 Marché des productions animales

L'élevage répond avant tout à une demande alimentaire des consommateurs européens. Ceux-ci ont de manière générale un accès facile aux ressources alimentaires. Avec l'accroissement du niveau de vie en Europe, le poids des dépenses alimentaires dans le budget des ménages a diminué pour atteindre 15% en 2010, dont la moitié concerne les produits animaux. Cette évolution du budget s'est accompagnée d'une stagnation de la consommation de protéines animales depuis les années 1990 avec des substitutions de viandes rouges (bovine, ovine) par des viandes blanches et des produits laitiers. Ces évolutions se font parallèlement à une hausse de la production issue des élevages, et donc des exportations, bien que celles-ci soient de moins en moins favorisées par la Politique agricole commune (PAC) depuis la réforme McSharry de 1992. Cette réforme et les suivantes ont remplacé progressivement le soutien des prix par des aides de plus en plus découplées de la production. Les fluctuations de la conjoncture mondiale ont aujourd'hui une forte influence sur les exploitations et les filières d'élevage, du fait des variations de prix agricoles dont l'Union européenne (UE) se protégeait autrefois par des droits de douane et des subventions aux exportations. Cette section se propose d'étudier les principaux déterminants de l'offre et de la demande européenne, les échanges de produits animaux, ainsi que les déterminants de la compétitivité, notamment celle permise par les stratégies de différenciation des produits.

2.1.1 Consommation de produits animaux alimentaires

2.1.1.1 Les pays européens consomment plus de produits animaux que la moyenne mondiale

L'Union européenne fait partie des régions du monde qui consomment le plus de produits animaux, un peu derrière les Etats-Unis, où la consommation de produits animaux par habitant est plus importante tant en quantités qu'en pourcentage de la ration alimentaire. Avec 7 % de la population mondiale, l'UE a consommé, en 2011, 20 % du lait produit sur la planète et 19 % de la viande de porc, la plaçant ainsi en tête du classement mondial de consommation par habitant de ces deux produits. Le poids de la consommation européenne pour les autres produits animaux s'échelonne entre 9 % et 12 % du total mondial.

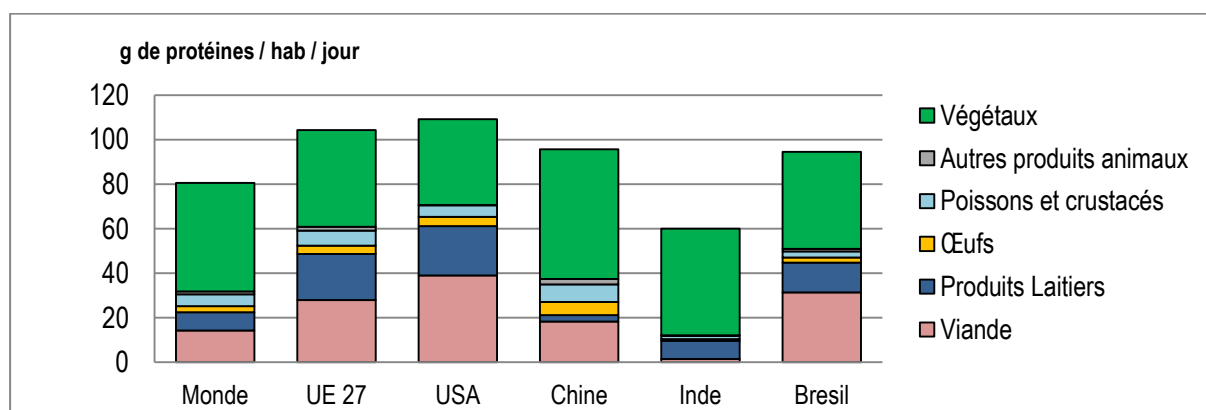


Figure 7. Consommation de protéines par type de produit dans plusieurs régions du Monde en 2011 - Source : FAOSTAT

La consommation européenne de protéines totales est supérieure à la moyenne mondiale tout comme elle est supérieure aux stricts besoins nutritionnels (Westhoek *et al.*, 2011). Le volet nutritionnel étant en dehors du champ de cette ESCo, seuls les apports protéiques y ont été examinés dans une simple visée informative, les produits animaux étant riches en protéines et certaines analyses rapportant les effets de l'élevage en fonction des quantités de protéines produites.

Le régime moyen européen en protéines est compris entre 59 et 114 g/hab/j pour l'adulte (EFSA, 2012). Il est généralement au-dessus des recommandations de l'OMS (Who, 2007) qui s'échelonnent entre 50 et 70 g/hab/j¹³. Les disponibilités mondiales de protéines permettent de couvrir ces besoins dans plusieurs régions du monde (Figure 7), dont l'UE. La diversité des apports protéiques est également importante en vue de couvrir les besoins en acides aminés indispensables, ce qui est rendu possible par la variété des régimes alimentaires, y compris végétariens. Définir une limite supérieure à la consommation de protéines et fixer le ratio optimal entre protéines végétales et protéines animales fait débat : en 2007, l'AFSSA estimait que l'état des connaissances ne permettait pas de les définir de manière pertinente. Cependant, dans la mesure où les apports nutritionnels des Européens en produits animaux sont importants, une réduction de la consommation de viande rouge ou transformée¹⁴ visant à limiter les risques de cancer colorectal évoquée par le CIRC (Bouvard *et al.*, 2015), semble donc compatible avec le maintien d'une alimentation couvrant quantitativement les besoins protéiques.

La consommation individuelle de protéines animales a connu, en Europe, une forte progression entre la fin de la seconde guerre mondiale et le début des années 1980. Les viandes représentent environ 46 % de la consommation de protéines animales d'un Européen (Figure 7). Après un ralentissement de son rythme de croissance entre 1980 et 2000, une légère baisse est observée depuis quelques années. Cette évolution s'est accompagnée d'une substitution entre types de produits, au profit de la volaille et des produits de la mer et au détriment des viandes bovines et ovines dont la consommation s'érode depuis près de trente ans. En termes d'apport de nutriments dans le régime alimentaire du consommateur européen, ces substitutions se traduisent par une diminution de la valeur moyenne du ratio lipides/protéines (Figure 8).

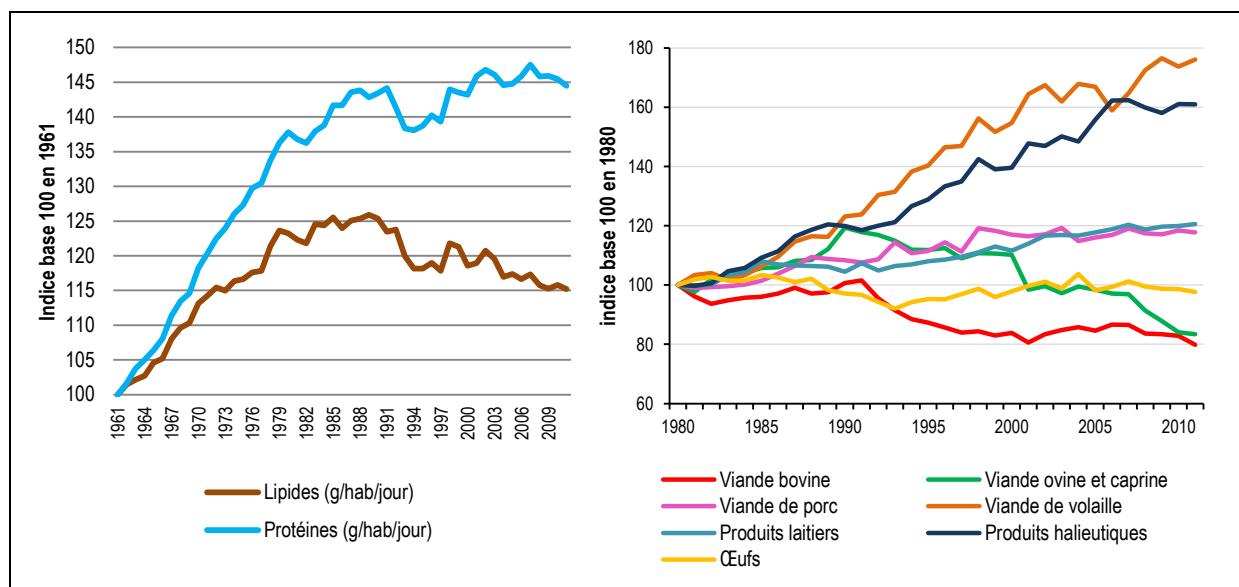


Figure 8. Evolution des consommations de produits animaux par personne dans l'UE à 28, par nutriment (gauche) et par produit (droite) - Source : FAOSTAT

¹³ Les apports protéiques conseillés par l'OMS sont exprimés en grammes de protéines consommées par jour en fonction du poids des individus ; ils sont de $0,83 \text{ g.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$ pour l'adulte en bonne santé. Sur cette base, Westhoek *et al.* (2011) calculent un apport recommandé de 50 à 70 grammes de protéines par habitant et par jour pour l'Union européenne.

¹⁴ Selon le CIRC, la viande rouge fait référence à tous les types de viande issus des tissus musculaires de mammifères comme le bœuf, le veau, le porc, l'agneau, le mouton, le cheval et la chèvre. Les produits carnés transformés (ou viande transformée) font référence à la viande transformée par salaison, maturation, fermentation, fumaison ou d'autres processus mis en œuvre pour rehausser sa saveur ou améliorer sa conservation.

2.1.1.2 Les principaux consommateurs de produits animaux en Europe

Au sein de l'UE, le niveau individuel de consommation de produits animaux et leur nature varient fortement d'un pays à l'autre en fonction notamment des habitudes alimentaires locales, du pouvoir d'achat des ménages et de la diversité des produits offerts. Dans le secteur laitier, par exemple, la consommation de lait liquide (64 kg par habitant et par an en moyenne européenne en 2014) passe de seulement 12 kg en Roumanie à 54 kg en France et 139 kg en Irlande ; la consommation de fromages est, quant à elle, record en Grèce (30 kg) mais elle est inférieure à 10 kg dans des pays tels que l'Espagne ou l'Irlande. Dans le secteur des viandes, la consommation individuelle est comprise entre 40 et 60 kg dans certains pays de l'Est alors qu'elle varie entre 90 et 100 kg/hab/an en Espagne et au Danemark. Si les consommations de viande porcine et de lait restent élevées dans l'ensemble des pays européens, des variations existent autour de cette moyenne. Par exemple, le régime des Français et des Irlandais est plutôt riche en viande bovine et celui des Allemands et des Espagnols plus riche que les autres en viande porcine.

Les deux tiers de la consommation européenne de protéines animales sont concentrés dans seulement cinq pays - l'Allemagne, la France, le Royaume-Uni, l'Italie et l'Espagne - lesquels rassemblent la moitié de la population européenne. Les nouveaux Etats membres ont un poids grandissant et totalisent désormais 17 % de la consommation européenne de protéines animales.

2.1.1.3 Les arbitrages des consommateurs

On caractérise généralement la consommation comme étant la résultante de plusieurs effets : 1) la démographie, le vieillissement de la population influençant de façon structurelle la consommation alimentaire ; 2) l'effet conjoint des prix relatifs des produits animaux à la consommation et du revenu des ménages ; 3) les attributs des produits : qualité gustative, qualité nutritionnelle, origine géographique, temps de préparation... ; 4) l'évolution des comportements des consommateurs pris entre une diffusion internationale des pratiques alimentaires et un attachement renouvelé aux identités alimentaires locales.

Une récente revue de la littérature (Schroeder *et al.*, 2011) souligne que les trois quart des variations dans le temps de la demande en porc et en bœuf dépendent de facteurs autres que le prix et le revenu, par exemple l'évolution des attributs de qualité. Les méthodes d'analyse de la demande n'expliquent que très partiellement les changements de consommation dans le temps et souffrent d'un manque de données fiables. En Europe, la consommation de produits issus de l'élevage réagit donc peu aux prix et aux revenus, lesquels sont d'ailleurs assez stables sur la décennie. De même, les variations de prix n'expliquent pas l'ampleur des substitutions entre produits animaux et le report de la consommation des autres viandes vers celles de volaille. Plusieurs critères sociologiques, culturels ou générationnels entrent en jeu : les préoccupations de santé, les représentations sociales, la praticité des produits, le temps consacré à l'alimentation, le lieu de consommation (foyer ou hors foyer), le mode de préparation culinaire ou de production, l'évolution du goût, etc.

Par ailleurs, les produits alimentaires présentent le plus souvent simultanément plusieurs caractéristiques et les consommateurs font des choix entre celles-ci. Par exemple, une étude espagnole montre que les consommateurs d'œufs ayant une préférence pour les appellations d'origine considèrent les attributs de la production biologique et locale en second rang, tandis que pour les consommateurs ayant une préférence pour le mode de production bio, les attributs d'origine agissent en second. Plusieurs études ciblées sur des produits animaux analysent la propension des consommateurs à payer certaines caractéristiques de qualité. Ci-après quelques exemples de réponses des consommateurs :

- *Attribut environnemental* : une étude sur le bœuf montre que les consommateurs déjà sensibilisés à l'environnement sont davantage prêts à payer pour des attributs de qualité environnementale, mais le surcroît de prix qu'ils sont prêts à payer reste faible (Belcher *et al.*, 2007) ;
- *Agriculture biologique* : dans le cas du lait, produit le plus étudié dans la littérature, les acheteurs de produits bio sont plus fréquemment issus de classes aisées et éduquées. L'introduction du bio engendre des bénéfices pour l'ensemble des consommateurs (y compris non bio) par effet variété et effet prix ; l'effet prix provenant de la baisse des prix du lait conventionnel engendré par la concurrence avec les produits bio (Alviola and Capps, 2010 ; Choi *et al.*, 2013) ;
- *Bien-être animal* : la propension à payer pour le bien-être animal est parfois élevée mais il existe un écart entre la déclaration d'achat et le comportement alimentaire réel (Sans and Sanjuán-López, 2015). La qualité sanitaire et gustative semble prévaloir sur les aspects de bien-être ;

- *Origine du produit* : en Europe, les consommateurs sont prêts à payer plus cher une viande nationale et plus encore les labels AOP/IGP. Ils associent origine et critère de qualité ou de sécurité alimentaire (Alfnes, 2004 ; Loureiro and Umberger, 2007 ; Sanjuán *et al.*, 2012) ;
- *Labels (marques nationales, marques de distributeur)* : la propension des consommateurs à payer pour des produits vendus sous label est hétérogène. Les labels d'origine bénéficient en général d'un premium de prix. Dans le cas du camembert, associer un label à une marque de distributeur semble être plus efficace pour créer de la valeur que l'association à une marque nationale (Bonnet and Simioni, 2001; Deselnicu *et al.*, 2013).

2.1.1.4 Une « désanimalisation » de la consommation

Les historiens ont montré comment les viandes ont été pendant longtemps au cœur des régulations sociales et culturelles de l'alimentation, avec l'alternance des jours du gras et du maigre, et de nombreux travaux montrent qu'en Europe, un « vrai repas » se conçoit rarement sans viande (Poulain, 2007). Leur importance croissante au cours du XXe siècle dans le régime alimentaire est considérée comme un indicateur clé des processus de transition nutritionnelle ou alimentaire (Popkin, 2006).

Les travaux sociologiques, anthropologiques et historiques ont souligné des phénomènes concourant à ce que l'on peut considérer comme une « désanimalisation » de la consommation des produits animaux, ce cadre interprétatif des évolutions en cours apparaissant particulièrement pertinent dans le cas de la France (Fourat and Lepiller, 2016). Ce concept qui ne signifie pas que l'on se dirige vers un végétarisme généralisé, repose sur l'idée que les aliments s'éloignent du caractère « animal », et que leur part dans l'alimentation plafonne ou baisse. Des auteurs distinguent ainsi la sarcophagie, qui est l'acte de manger de la chair, de la zoophagie, qui est l'acte de manger l'animal (Vialles, 1998). Cette mise à distance a été progressive : la mise à l'écart des abattoirs, qui est ancienne (ils redeviennent visibles aujourd'hui par le biais d'une action militante critique), la raréfaction des ventes d'animaux entiers, comportant encore poils ou plumes, la quasi disparition des boucheries spécialisées dans les produits tripiers, l'exclusion des parties du corps très reconnaissables (pattes, oreilles...) de la consommation alimentaire sont autant d'indices. De même, d'un point de vue symbolique, la viande blanche, comme le poisson et les sous-produits animaux, semblent également moins marqués par l'animalité que la viande rouge qui elle est marquée par le sang. La « désanimalisation » contribue ainsi à expliquer les substitutions culinaires du bœuf vers la volaille ou le poisson par exemple. Les facteurs entrant en jeu dans ces substitutions sont multiples : interviennent certainement beaucoup l'influence des lieux de consommation, la diffusion d'un modèle alimentaire mondial, les préoccupations de santé et d'éthique, les effets prix favorables à la volaille.

Cette « désanimalisation » accompagne par ailleurs l'évolution contemporaine de l'alimentation, à savoir le développement de l'ultra-transformation des produits avec l'industrialisation des plats préparés et pré-emballés. Pour certains produits transformés, la frontière entre animal et végétal devient floue. Ainsi, les nuggets sont parfois consommés comme les frites et, à l'inverse, les succédanés de viandes, « viandes végétales », ou « simili-carnés », s'adressent de plus en plus à des consommateurs non végétariens. Enfin, l'inflexion vers le bio se traduit souvent par une modération de la consommation de viande (Kesse-Guyot *et al.*, 2013 ; Lamine, 2008). Les certifications de qualité et les circuits d'approvisionnement alternatifs jouent aussi un rôle (Siounandan *et al.*, 2014). Par ailleurs, les critiques sur l'alimentation semblent se cristalliser particulièrement sur les aliments d'origine animale. Elles se rangent en quatre catégories (Lepiller, 2013) : 1) diététiques (ex : qualité nutritionnelle des profils lipidiques des aliments d'origine animale) ; 2) toxicologiques (ex : lait contaminé par des polluants organiques persistants, antibiotiques chez le lapin) ; 3) écologiques (ex : impact environnemental de l'élevage) ; et 4) politiques et morales (ex : claustration des animaux d'élevage, conditions d'abattage, conditions de travail des employés d'abattoirs ou des éleveurs). Certaines innovations biotechnologiques comme le clonage animal (Chateauraynaud, 2010) ou la production de viande *in vitro* (Stephens and Ruivenkamp, 2016) questionnent le rapport à l'animal, à l'alimentation et à l'élevage.

Ainsi les options offertes par le végétarisme semblent se développer en Europe, même si les données manquent : allant du « flexitarien » ou du « végétarien intermittent » jusqu'au *vegan*. Mais l'analyse sociologique de l'évolution des régimes alimentaires européens est inégalement documentée et par ailleurs contrastée. L'hypothèse de la « désanimalisation » se heurte à plusieurs contre-exemples quand on analyse les statistiques. L'analyse convainc pour la France, l'Allemagne et, dans une moindre mesure, l'Italie, l'Espagne et le Royaume-Uni, peut-être aussi la Grèce. En revanche, en Suède la consommation de viandes continue de progresser

malgré un haut niveau de développement économique et des préoccupations environnementales, de bien-être animal et de santé humaine, réputées très présentes. La Pologne constitue un autre cas étonnant au regard des modèles classiques de transition alimentaire : au cours des 25 dernières années, la consommation de protéines animales, initialement basse pour un pays européen, l'est restée tandis que le niveau de vie s'élevait.

2.1.1.5 Enjeux juridiques de la consommation de produits animaux

L'encadrement juridique de la consommation de produits d'origine animale relève essentiellement du droit de la consommation. Ce droit a pour objectif de (ré)équilibrer les relations entre consommateurs et professionnels, et se focalise sur la transparence des relations commerciales.

Certains mécanismes juridiques influent sur l'offre de produits considérant que le seul arbitrage du consommateur n'est pas suffisant pour réguler le marché. En effet, les consommateurs ne sont pas en mesure de vérifier les caractéristiques de nombreux produits ni leur procédé de production (avec ou sans OGM, taux de résidus de pesticides...). Ainsi, les préoccupations sanitaires constituent des prérequis et l'objectif de prévention des risques sanitaires prime sur toute autre considération. Se développent également des politiques publiques de l'alimentation favorables à la relocalisation des productions qui utilisent le levier de la commande publique pour favoriser les productions de proximité à valeur sociale ou environnementale ajoutée dans la restauration collective. Visant à agir sur le niveau de consommation de viande, certaines législations nationales, en Europe, envisagent la mise en place d'une fiscalité « verte » ou nutritionnelle, ces pistes n'étant pas explorées en France. Les restrictions de commercialisation qui seraient justifiées par des considérations environnementales, sociales, éthiques au regard des impacts positifs ou négatifs de l'élevage et de ses produits sont difficiles à mettre en œuvre sans se heurter aux règles du libre-échange.

C'est essentiellement par le biais de l'information du consommateur que l'encadrement juridique des marchés des produits d'origine animale tente d'agir. Souvent, le principe même de l'information est rendu obligatoire principalement par le droit de l'Union européenne qui a harmonisé les dispositions nationales sur l'étiquetage des produits. La multiplication des informations obligatoires sur certaines caractéristiques des produits est une contrainte pour les opérateurs économiques, mais elle répond aux attentes des consommateurs et constitue souvent un puissant levier de commercialisation. Les caractéristiques intrinsèques du produit sont visées par cette obligation (dénomination, composition, qualité nutritionnelle...) et cette transparence est tantôt favorable (protection des dénominations des produits comme le lait...), tantôt défavorable (qualité nutritionnelle pour la charcuterie...) à la valorisation des produits issus de l'élevage. Certaines caractéristiques extrinsèques à l'aliment font aussi l'objet d'une information transmise au consommateur : c'est le cas des indications obligatoires d'origine et/ou de provenance (viandes fraîches de toutes espèces dans l'UE, viande et lait pour les produits transformés en France au 1^{er} janvier 2017) qui promeuvent la valorisation des productions européennes au motif qu'elles sont soumises à des contraintes environnementales et sociales plus élevées que dans certains pays tiers.

Toutefois, s'agissant des préoccupations liées aux modes de production des animaux et de leurs produits (bien-être animal, préservation de l'environnement...), il n'existe pas d'information obligatoire. Ces considérations sont prises en compte par le biais de mentions volontaires, qu'il s'agisse de communications commerciales classiques ou d'informations certifiées (SIQO). L'encadrement juridique de ces mentions a pour objectif de garantir la véracité des informations transmises sans que des dispositions précises ne soient toujours adoptées pour harmoniser les critères qui leur sont applicables, ni à l'échelle européenne (« nourri sans OGM »...), ni même à l'échelle nationale (« élevé sans antibiotiques », bien-être animal...). Seuls les modes de valorisation liés aux SIQO (AOP, IGP, AB...) et les mentions valorisantes (« montagne », « fermier »...) permettent de garantir le respect d'un cahier des charges et un contrôle *via* des mécanismes de certification encadrés par l'Etat. Ce dispositif souffre cependant d'un manque de lisibilité et de cohérence. Les attentes spécifiques des consommateurs liées au mode de production des produits animaux (préservation de l'environnement, maîtrise des pollutions, transport, alimentation animale, bien-être animal, lien entre santé animale et santé humaine, antibiotiques...) ne sont pas prises en compte de manière regroupée en assurant une cohérence et une hiérarchisation entre les différentes attentes.

2.1.2 Production de produits animaux en Union européenne

2.1.2.1 L'UE est un contributeur important à la production mondiale de produits animaux

L'UE est un acteur important de la production mondiale de produits animaux. Elle est le premier producteur mondial de produits laitiers, tous types de lait confondus (avec 20 % du total), devançant l'Inde, dont la croissance de la production a été particulièrement soutenue depuis 2000 (+ 70 %), et les Etats-Unis. Selon les perspectives de la FAO et de l'OCDE¹⁵, la production mondiale de produits laitiers devrait progresser de 23 % à horizon de dix ans, principalement dans les pays asiatiques. L'UE est également le deuxième producteur mondial de viande de porc (20 % du total mondial) derrière la Chine, le troisième producteur de viande de volaille derrière les Etats-Unis et la Chine (12 % du total mondial) et le troisième producteur de viande bovine derrière les Etats-Unis et le Brésil (12 % du total mondial). Si la croissance des volumes de productions animales est toujours soutenue dans les pays en développement, il n'en va pas de même dans l'UE où un tassement est constaté depuis une dizaine d'années. Entre 2000 et 2013, la production de viande rouge a, quant à elle, baissé de 14 % dans l'UE et de 5 % aux Etats-Unis.

2.1.2.2 La production animale est concentrée au sein de quelques pays en Europe

A l'échelle de l'UE-28, les productions animales contribuaient, en 2014, pour 45 % à la production agricole finale en valeur. Ce taux atteint un record en Irlande (avec 74 %) où les conditions climatiques sont particulièrement favorables à l'élevage. Il est également assez élevé au Danemark (66 %) et au Royaume-Uni (60 %). Il est, en revanche, plus faible dans les pays méditerranéens où les productions végétales occupent une place plus centrale (38 % en Italie et 39 % en Espagne). En France, où les productions céréalières et viticoles sont développées, ce taux atteint 40 %. Les productions animales européennes sont ainsi concentrées à 83 % dans les pays du *Top 10*¹⁶ (Tableau 2). Les cinq premiers pays contributeurs, qui cumulent 60 % du total des productions animales en valeur, sont par ordre décroissant la France (15,5 %), l'Allemagne (14,9 %), le Royaume-Uni (10,5 %), l'Italie (9,9 %) et l'Espagne (9,5 %).

Tableau 2. Répartition des productions animales en valeur entre les Etats membres de l'UE (2014)
Source : Commission européenne - DGAGRI

	Lait de vaches	Viande bovine (*)	Viande ovine et caprine (*)	Viande porcine (*)	Viande de volailles (*)	Œufs
Allemagne	20,4%	15,8%	4,2%	23,0%	12,7%	11,6%
Belgique	2,3%	3,8%	0,1%	5,0%	2,6%	2,7%
Danemark	3,3%	1,4%	0,2%	7,2%	1,3%	1,1%
Espagne	4,3%	5,4%	15,7%	16,1%	10,8%	11,9%
France	15,9%	20,7%	12,4%	9,7%	13,4%	13,1%
Irlande	3,6%	8,3%	6,2%	1,2%	1,0%	0,6%
Italie	7,3%	9,5%	1,7%	6,8%	9,0%	11,0%
Pays-Bas	8,1%	4,9%	2,0%	6,8%	7,9%	9,8%
Pologne	8,3%	5,8%	1,0%	8,2%	12,8%	7,7%
Royaume-Uni	9,1%	12,3%	35,8%	3,8%	11,9%	9,8%
Top 10	82,5%	87,8%	79,2%	87,8%	83,3%	79,4%
Autres UE-15	7,5%	7,4%	13,1%	5,8%	6,3%	28,3%
Autres NEM 13	10,1%	4,8%	7,7%	6,4%	10,4%	13,5%
UE-28	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%

(*) Production indigène brute.

N.B. En gras les trois premiers producteurs parmi les 10 pays sélectionnés

La France occupe le premier rang européen dans trois secteurs, à savoir la viande bovine (20 %), la viande de volailles (13 %) et les œufs (13 %). L'Allemagne domine, quant à elle, nettement les secteurs porcin (23 % de la production européenne) et laitier (20 %). Avec 35 % du total communautaire, le Royaume-Uni se distingue par sa forte contribution à la production de viandes ovines et caprines. Du fait de sa plus petite taille, l'Irlande apparaît comme un contributeur plus modeste aux productions animales européennes que les pays précités, mais son fort

¹⁵ OCDE / Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, 2015, *Perspectives agricoles de l'OCDE et de la FAO 2015*, Editions OCDE, Paris, http://dx.doi.org/10.1787/agr_outlook-2015-fr

¹⁶ L'analyse des données statistiques a été restreinte à une sélection de dix pays (*Top 10*) dans le rapport d'expertise de l'ESCo et comprend : Allemagne, Belgique, Danemark, Espagne, France, Irlande, Italie, Pays-Bas, Pologne, Royaume-Uni

taux de spécialisation en productions animales (notamment en viande bovine, viande ovine et lait) et sa balance commerciale nettement positive sont à souligner. Le Danemark est assez spécialisé en production porcine (7 % du total européen) alors que les Pays-Bas ont une contribution plus équilibrée aux différents secteurs productifs. L'Espagne, qui contribue faiblement à la production laitière (4 %), occupe le second rang européen en viande ovine-caprine (15 %) et en viande porcine (16 %). L'Italie se distingue par sa contribution aux abattages de viande bovine (9 %), mais avec un flux conséquent d'importation d'animaux vivants (brouards issus de vaches allaitantes) en provenance de la France. La Pologne se caractérise par une dynamique productive rapide dans le secteur des volailles (12 % du total européen ; en voie de rattraper la première place à la France) et une production laitière développée (quatrième rang).

2.1.2.3 Localisation des activités d'élevage en Europe

Les principales productions animales européennes sont fortement concentrées au sein de quelques territoires à l'intérieur des pays, notamment les productions laitière, porcine et avicole (Figure 9). Les raisons de cette concentration sont multifactorielles : conditions pédoclimatiques, gains économiques à la concentration géographique des filières, techniques de production, proximité des ports de commerce, prix agricoles et réglementations publiques. Elles ont largement été étudiées (Roguet *et al.*, 2015). L'existence d'une forte densité de cheptel tient souvent, soit à la présence simultanée de plusieurs espèces animales dans une même zone (comme cela est par exemple le cas en Bretagne, aux Pays-Bas ou en Belgique), soit à une concentration significative de granivores (porcins et volailles). En recourant à des achats d'aliments en provenance d'autres régions ou pays, et en étant moins directement dépendantes du facteur foncier, ces productions autorisent des niveaux d'intensification supérieurs aux productions d'herbivores. Dans les zones géographiques où la production repose exclusivement sur la valorisation de surfaces toujours en herbe (STH), comme c'est le cas des massifs montagneux, l'obtention d'un niveau élevé d'intensification est de fait exclue. Cela ne doit cependant pas conduire à négliger l'importance jouée dans ces territoires par les productions d'herbivores : vaches allaitantes, ovins et caprins.

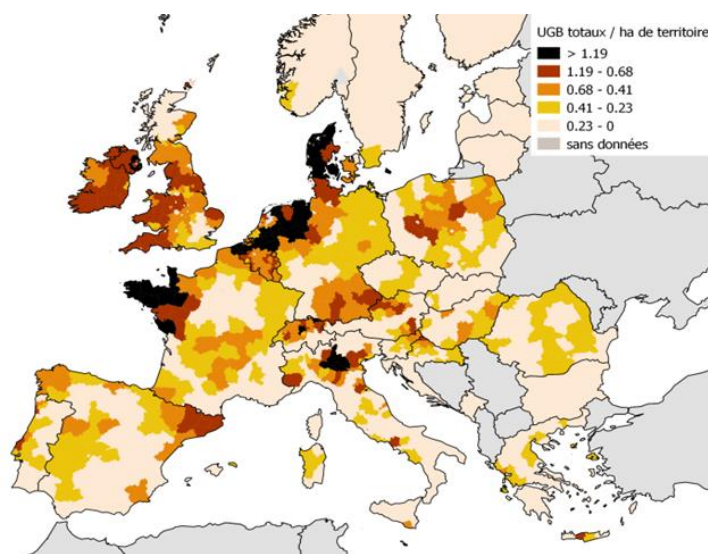


Figure 9. Répartition spatiale des UGB totaux par hectare de territoire total.
Chaque classe (ex : > 1,19) représente 20 % des UGB totaux - Source : INRA d'après Eurostat

2.1.2.4 Quels gains présente la co-localisation des filières d'élevage dans les zones denses ?

Si les grands pays producteurs de l'UE ont tendance à spécialiser leurs territoires dans une unique production animale, la France fait exception avec le Grand Ouest, région dans laquelle coexistent plusieurs filières animales (espèces différentes). Les enjeux sont importants car, si les gains d'agglomération au sein des différentes filières animales sont substantiels tandis que les gains liés aux interactions entre elles sont faibles, la séparation géographique de ces différentes filières peut apparaître souhaitable. C'est ce qui semble ressortir des données récentes. Cependant, une évaluation rigoureuse des gains et des coûts générés par une co-localisation de filières différentes serait à mener pour confirmer ces premières conclusions ou apporter des éclairages différents.

En effet, les travaux de recherche n'offrent actuellement pas de mesures précises des écarts de gains et de coûts entre les différents modes d'organisation des filières. Deux grands freins au changement d'organisation géographique des différentes filières animales ont été identifiés. D'une part, les coûts de coordination entre les différents acteurs d'une filière pour changer de trajectoire sont élevés (plus les acteurs sont nombreux, ce qui est le cas en agriculture, plus ces coûts sont substantiels). D'autre part, les coûts liés au changement d'organisation géographique et industrielle se manifestent avant les gains, l'ampleur de ces derniers étant de plus incertaine.

2.1.3 Les échanges commerciaux de produits animaux

2.1.3.1 Les échanges extra-communautaires contribuent au solde commercial européen

En 2014, les productions animales représentent 24 % des exportations agroalimentaires de l'UE à destination des pays tiers et 9 % des importations. Les échanges de l'UE avec les pays tiers dans le domaine des productions animales sont en croissance, notamment grâce au secteur laitier, mais elles demeurent nettement moins importantes que les flux entre Etats membres.

Les exportations animales extra-UE des membres de l'UE-28 ont progressé de 12,6 milliards d'euros en 2000 à 27,7 milliards d'euros en 2014 (en monnaie courante). En 2014, elles relèvent pour 60 % du secteur laitier, 20 % du secteur porcin, 9 % du secteur avicole, 4 % du secteur viande bovine et 1 % du secteur ovin-caprin. Le secteur laitier a contribué pour les deux-tiers à cette croissance. En 2014, les exportations européennes de produits animaux sont orientées à 63 % vers la Chine, la Russie, les Etats-Unis et le Japon.

Les importations extra-UE de l'UE-28 en productions animales sont de moindre ampleur et s'élèvent à 7,8 milliards d'euros en 2014 contre 5,4 milliards d'euros en 2000 (en monnaie courante). En 2014, elles relèvent pour 28 % du secteur avicole, 23 % du secteur viande bovine, 16 % du secteur laitier, 13 % du secteur ovin-caprin et 1 % du secteur porcin. En 2014, les importations de l'UE en productions animales proviennent à 89 % de seulement dix pays. Après une période de croissance, les deux premiers fournisseurs de l'UE, le Brésil (22 % du total des importations en 2014) et la Nouvelle-Zélande (14 %), ne sont plus dans en phase d'augmentation de leurs exportations animales à destination de l'UE. La Thaïlande, qui couvre 11 % du total des importations européennes, progresse, notamment en raison de ses exportations de préparations de volailles. Les Etats-Unis ne contribuent pour le moment que faiblement aux approvisionnements européens.

Ainsi, le solde commercial de l'UE en productions animales est passé de 7,2 milliards d'euros en 2000 à 19,8 milliards d'euros en 2014. La demande asiatique en produits laitiers a été le principal moteur de l'amélioration de ce solde commercial. En 2014, ce dernier tient principalement au secteur laitier avec ses +15,5 milliards d'euros et au secteur porcin (+5,6 milliards d'euros). Neutre pour le secteur avicole, le solde est légèrement détérioré pour les secteurs viande bovine et ovins-caprins.

2.1.3.2 La place importante des échanges intra-communautaires

La somme des exportations intra-UE en productions animales est passée de 48 milliards d'euros en 2000 à 85 milliards d'euros en 2014. Ces flux internes, influencés par la compétitivité relative des bassins de production, sont nettement plus importants que les flux de l'UE avec les pays tiers. Entre 2000-04 et 2014, la croissance des exportations intra-UE en productions animales a surtout bénéficié à l'Allemagne. La Pologne se place en deuxième position des pays gagnants grâce à un essor de ses exportations de viandes de volailles et de produits laitiers. Les Pays-Bas, l'Irlande et l'Espagne arrivent ensuite, devant la France où la croissance des flux ne tient qu'au secteur laitier.

2.1.3.3 Evolution de la balance commerciale des produits animaux

Entre 2000 et 2014, le solde total (avec les pays membres de l'UE et les pays tiers) en productions animales s'est amélioré (en monnaie courante) pour tous les pays étudiés à l'exception du Royaume-Uni où le déficit s'est accentué. Un seul autre pays, l'Italie, présente une balance commerciale déficitaire en 2014. Les cinq pays ayant le plus bénéficié d'une amélioration de leur balance commerciale en productions animales sont l'Allemagne (+5,6 milliards d'euros), les Pays-Bas (+3,8 milliards d'euros), la Pologne (+2,7 milliards d'euros), l'Espagne (+2,4 milliards d'euros) et l'Irlande (+1,6 milliard d'euros). Si la France demeure toujours un grand pays d'élevage doté d'une balance commerciale positive en productions animales, elle a, depuis les années 2000, moins bénéficié que les pays précédents de la croissance des marchés, notamment intra-européens, indiquant une

perte de compétitivité des filières animales françaises. L'évolution récente du solde extérieur montre en effet un potentiel de croissance du marché extérieur qui pourrait être favorable à l'Europe et à l'industrie laitière française.

2.1.4 Structure, facteurs de compétitivité et stratégies de différenciation des filières d'élevage

La recherche de la compétitivité correspond, pour une entreprise, au maintien ou à l'agrandissement de ses parts de marché. Pour l'entreprise, cela se traduit soit par une production à un prix de vente plus attractif que celui des concurrents, soit par le positionnement de son offre sur des marchés particuliers en raison de caractéristiques spécifiques du produit (qualité, innovation...) lui permettant de proposer des prix permettant de couvrir les éventuels surcroûts de charges. Enfin, la survie des entreprises dépend également de leur capacité à absorber les variations de prix et de coûts qui proviennent, pour les élevages, essentiellement des aléas climatiques ou des crises sanitaires et, plus largement, des déséquilibres entre l'offre et la demande.

La recherche de compétitivité et de la maîtrise des risques ainsi que l'évolution des politiques agricoles ont fortement influencé la structure des filières et les stratégies productives en Europe. Ainsi, depuis la fin de la seconde guerre mondiale, les exploitations européennes d'élevage se sont agrandies en accroissant leur capital (mécanisation, cheptel, terre) tout en conservant une main-d'œuvre essentiellement familiale dont la productivité s'est nettement accrue. Dans le secteur agricole, la substitution du capital au travail s'est aussi généralement accompagnée de la spécialisation productive des exploitations qui permet de mieux exploiter les économies de taille en monoproduction en tirant le meilleur parti des équipements, approvisionnements et compétences spécifiques à cette production (Dong *et al.*, 2016).

2.1.4.1 Structure et performances des exploitations d'élevage

2.1.4.1.1 Les exploitations d'élevage ont un poids important dans l'agriculture européenne

A l'échelle de l'UE, les exploitations ayant une activité d'élevage représentent environ 54 % de l'ensemble des exploitations agricoles sur le champ des 4,9 millions exploitations agricoles dites « moyennes et grandes » du FADN¹⁷. Ce poids relatif est assez proche en termes d'unités de travail agricole (UTA), de surface agricole utile (SAU) et de valeur de la production agricole totale (PAT), mesurée comme la somme de la production brute totale et du total des subventions d'exploitation.

Tableau 3. Poids des structures d'élevage dans l'agriculture de l'UE en 2012 - source : FADN

OTEX	Exploitations		UTA totaux		SAU		Cheptel		Production agricole totale		Aides directes	
	Milliers	%	milliers	%	1000 ha	%	1000 UGB	%	Mio. €	%	Mio. €	%
Bovins lait	604	12%	1 031	14%	21 949	14%	29 639	23%	71 927	18%	9 299	17%
Bovins viande	379	8%	518	7%	19 253	12%	19 630	15%	29 444	7%	7 835	14%
Ovins et caprins	425	9%	648	9%	15 973	10%	13 309	10%	18 401	5%	4 084	8%
Granivores	169	4%	343	5%	5 518	3%	40 551	32%	49 569	12%	2 064	4%
Poly-élevage & Polyculture-élevage	1 057	22%	1 574	21%	25 608	16%	21 303	17%	55 068	14%	8 398	15%
Sous-total élevage	2 635	54%	4 114	54%	88 301	55%	124 432	98%	224 410	56%	31 680	58%
Sous-total cultures	2 266	46%	3 528	46%	71 733	45%	3 114	2%	178 869	44%	22 856	42%
Toutes exploitations	4 901	100%	7 642	100%	160 034	100%	127 546	100%	403 279	100%	54 536	100%

UTA : unités de travail agricole ; SAU : surface agricole utilisée ; PAT : Production agricole totale

*porcins et volailles

Les exploitations spécialisées en production laitière (OTEX¹⁸ Bovins-lait dans le Tableau 3) sont les premières productrices en valeur, avec 18 % de la production agricole totale des exploitations d'élevage, et avec le deuxième cheptel (23 % des UGB). Les OTEX Granivores ne représentent que 3 % des exploitations et de la SAU européennes et 4 % de la main-d'œuvre agricole totale, mais regroupent 32 % des UGB et représentent plus de 12 % de la production agricole totale en valeur, tout en étant le secteur d'élevage qui reçoit le moins de

¹⁷ The Farm Accountancy Data Network, <http://ec.europa.eu/agriculture/rica/>

¹⁸ Orientation technico-économique des exploitations

subventions (4 %). Les exploitations spécialisées en viande bovine sont les plus extensives, puisqu'elles utilisent plus de 12 % de la SAU pour seulement 8 % des exploitations. Enfin, les exploitations spécialisées en ovins-caprins représentent près de 9 % du total mais pèsent pour seulement 5 % de la valeur produite. Les exploitations de polyculture-élevage sont, parmi les exploitations d'élevage, à la fois les plus nombreuses et celles qui occupent la plus grande part de la SAU. Il faut voir là l'effet du poids relatif des exploitations des nouveaux Etats membres qui concentrent près de 80 % des exploitations de polyculture-élevage de l'UE tout en ne contribuant qu'à 20 % de la production agricole en valeur.

Depuis 2000, le nombre d'exploitations d'élevage a baissé de manière importante, et ce pour l'ensemble des orientations productives. Le recul a été particulièrement marqué pour les exploitations de polyculture-élevage, les exploitations laitières et les exploitations de granivores. Dans de nombreuses régions de polyculture-élevage, la baisse des effectifs s'inscrit dans un contexte de substitutions productives, avec une montée en puissance des productions végétales.

2.1.4.1.2 Les élevages européens sont très diversifiés

Une « exploitation européenne d'élevage » utilise en moyenne 34 ha de SAU, emploie 1,6 unité de travail agricole (dont 15 % est salariée) et dispose d'un cheptel de 47 UGB. Cette moyenne masque de fortes hétérogénéités tant entre Etats membres qu'entre orientations productives. Les exploitations orientées en viande bovine sont celles qui emploient le moins de main-d'œuvre et où la proportion des salariés est la plus faible. A l'inverse, les exploitations spécialisées en granivores emploient plus de main-d'œuvre, mais essentiellement du fait des salariés. Ce sont également celles qui possèdent le plus gros cheptel et mobilisent le plus de capital. Les exploitations laitières spécialisées ont le deuxième plus haut niveau de production et se placent en deuxième position en matière de capital mobilisé. Avec un faible recours au salariat, proche de la moyenne des autres exploitations d'élevage, les exploitations laitières ont une main-d'œuvre qui reste essentiellement familiale. Enfin, les exploitations diversifiées et de petits ruminants se révèlent plus petites que celles des autres OTEX sur presque tous les critères.

Tous secteurs d'élevage confondus, c'est au Royaume-Uni, au Danemark et en France que les exploitations d'élevage apparaissent les plus grandes en surface, avec plus de 95 ha de SAU par exploitation (en moyenne). A *contrario*, dans les nouveaux Etats membres, la SAU moyenne par exploitation est inférieure à 18 ha, soit près de deux fois en-dessous de la moyenne. Si les exploitations néerlandaises sont, elles aussi, parmi les plus petites en surface, elles figurent, avec les danoises, parmi les plus grandes en matière de cheptel et de capital d'exploitation. Le classement des niveaux de capital mobilisé reflète la hiérarchie de la taille du cheptel par exploitation : Danemark, Pays-Bas et Belgique forment le trio de tête sur les deux critères, loin devant l'Allemagne, le Royaume-Uni et la France, et très loin devant les autres.

2.1.4.1.3 Des performances économiques des exploitations d'élevage diversement contrastées

En dépit des difficultés d'une telle analyse au niveau européen, les exploitations d'élevage apparaissent en moyenne moins efficaces économiquement que les exploitations spécialisées en cultures, notamment en termes de productivité du travail ($PAT^{19}/main\ d'œuvre$) ou de rentabilité économique (EBE/UTA). A l'inverse, leur productivité apparente de la terre (PAT/SAU) est en moyenne plus élevée.

D'importants écarts existent entre exploitations d'élevage, selon leur orientation productive. Les exploitations de monogastriques présentent en moyenne les résultats les plus élevés pour une majorité d'indicateurs : productivité du travail, productivité de la terre (sans tenir compte des hectares importés), rentabilité économique. Les exploitations spécialisées en petits ruminants affichent sur les mêmes critères les moyennes les plus basses des exploitations d'élevage. Cette hiérarchie s'inverse pour les indicateurs de solidité financière : coût annuel du capital (coût du capital/ EBE) et capacité théorique à rembourser ($Dettes/PAT$). Les exploitations ayant la plus faible capacité à rembourser sont celles spécialisées en monogastriques, tandis que celles ayant la plus forte capacité de remboursement ont des petits ruminants ou sont en polyculture-élevage.

¹⁹ La *PAT* (Production Agricole Totale) est calculée dans le rapport d'expertise comme la somme de la valeur de la production brute totale et du total des subventions d'exploitations.

Enfin, la dépendance aux aides publiques est moins prononcée pour les exploitations d'élevage que pour celles spécialisées en grandes cultures si celles-ci sont rapportées à la production (PAT), mais plus marquée si elles sont rapportées à la valeur ajoutée ou à la surface (SAU).

2.1.4.2 Les industries agro-alimentaires dans le secteur de l'élevage

Les industries des filières animales (lait, viandes, aliments pour bétail) réalisent un chiffre d'affaires d'environ 400 milliards d'euros en 2013 et emploient plus d'un million de salariés dans l'Union européenne (et 4 à 5 millions d'actifs dans les exploitations d'élevage). Côté viandes, si la première transformation (abattage, découpe) concerne bien sûr toutes les filières, la deuxième transformation est plus développée pour le porc que pour les autres filières : ainsi, par exemple, en France, 70 % du volume de la viande de porc abattue subit une seconde transformation contre seulement 15 % de la viande bovine. Sur 152 Mt de lait collecté en UE en 2014, le lait de consommation représentait 20 %, les autres produits laitiers frais 11 %, et les produits transformés 69 %. Malgré un nombre conséquent d'entreprises (plus de 50 000), les industries agroalimentaires (IAA) du secteur animal sont dominées par quelques grands groupes d'envergure mondiale.

Tableau 4. Les industries des viandes et des produits laitiers en UE-28 en 2013 – source : Eurostat

Industries	CA ^a	Nb	EFF	VA ^a	EBE ^a	INV ^a
Transformation et conservation de la viande de boucherie	97,384	9 683	252 625	10,202	2,513	1,352
Transformation et conservation de la viande de volaille	33,856	1 745	124 629	4,258	1,043	0,709
Préparation de produits à base de viande	82,283	24 853	389 020	15,341	4,870	2,275
Exploitation de laiteries et fabrication de fromage	124,083	9 209	269 389	16,263	6,626	3,647
Fabrication de glaces et sorbets	6,161	2 852	35 078	1,645	0,512	0,291
Fabrication d'aliments pour animaux de ferme	54,786	3 731	74 620	5,324	2,553	1,015
Total	398,552	52 073	1 145 361	53,033	18,118	9,289

a : en milliards d'euro - CA: Chiffre d'Affaire; Nb: Nombre d'entreprises; EFF: nombre de salariés en équivalent temps plein ; VA: valeur ajoutée; EBE: excédent brut d'exploitation; INV: investissements

2.1.4.2.1 Comparaison France-Allemagne des performances économiques des industries agroalimentaires

Depuis 2000, les filières françaises de la transformation des productions animales peinent à maintenir leur part de marché en France et à l'étranger. Comme nous l'avons vu, le poids de la France dans les exportations européennes de produits animaux a fortement baissé tandis que celles de l'Allemagne s'améliorent. Cette divergence s'explique par des écarts de productivité du travail plus que par des écarts de coûts du travail.

Ainsi, dans l'industrie de transformation des viandes de boucherie et volailles, la baisse des parts de marché des industries françaises au profit des industries allemandes peut s'expliquer par des charges salariales par travailleur (CT/EFF) élevées et par une plus faible productivité du travail (CA/EFF), induisant un taux de marge brute (EBE/CA) faible (Tableau 5), et ce, malgré une forte création de valeur au niveau du secteur (taux de valeur ajoutée, VA/CA, élevé). L'écart de productivité pourrait provenir de la taille plus faible des entreprises françaises et/ou d'un équipement technique plus ancien, mais aucune analyse comparative ne permet d'étayer cette hypothèse. Les travaux récents montrent que le niveau de productivité des entreprises est un facteur important de compétitivité internationale.

La qualité des produits français issus de l'industrie du lait (laiteries et fabrication de fromages) se traduit par une valeur ajoutée générée par la filière supérieure à celle de l'Allemagne pour un chiffre d'affaire comparable. En revanche, les meilleures performances à l'exportation des Allemands pourraient s'expliquer par une meilleure productivité du travail (CA/EFF) et par un nombre moins élevé de petites entreprises (les deux pays étant également dotés d'entreprises de très grande taille).

Tableau 5. Comparaison de variables économiques pour les industries de transformation des viandes et du lait en France et en Allemagne (moyenne 2011-2013) – Source : Eurostat. Traitement SMART-LERECO

	Transformation et conservation de la viande de boucherie			Transformation et conservation de la viande de volaille			Préparation de produits à base de viande			Laiteries et fabrication de fromages		
	FR	DE	UE28	FR	DE	UE28	FR	DE	UE28	FR	DE	UE28
CA	18540	16453	95556	6643	4727	33445	10192	24822	80870	27275	26892	137086
Nb	1272	977	11514	423	91	1766	5575	9812	25554	1110	310	9532
CA/Nb	14,58	16,83	8,30	15,71	52,13	18,94	1,83	2,53	3,16	24,58	86,75	14,38
EFF	46634	22760	nc	23296	9706	nc	43649	122847	nc	48711	32074	nc
CA/EFF	0,40	0,72	nc	0,29	0,49	nc	0,23	0,20	nc	0,56	0,84	nc
VA	2283	1181	10672	998	344	4286	2223	4540	15443	3593	2581	18003
VA/CA	0,12	0,07	0,11	0,15	0,07	0,13	0,22	0,18	0,19	0,13	0,10	0,13
EBE	243	431	2974	87	55	1000	476	1264	4766	1194	960	7352
EBE/CA	0,01	0,03	0,03	0,01	0,01	0,03	0,05	0,05	0,06	0,04	0,04	0,05
CT	1428	622	5997	653	238	nc	1247	2697	8451	1682	1332	8203
CT/EFF	30617	27327	nc	0,03	0,02	nc	0,03	0,02	nc	0,03	0,04	Nc

2.1.4.2.2 Taille et compétitivité des industries agroalimentaires du secteur animal

Parmi les pays européens, la France se distingue par le poids important des entreprises de petite taille dans l'industrie des viandes, tandis que l'industrie des produits laitiers s'y caractérise par la part importante des très grandes entreprises. Or, dans les filières animales, les entreprises de grande taille sont davantage sensibles aux variations de prix de leurs matières premières tandis que les entreprises de petite taille sont davantage affectées par des variations du coût du travail. En effet, la part de la masse salariale dans les coûts de production décroît avec la taille des entreprises tandis que le poids des consommations intermédiaires s'accroît.

Par ailleurs, les entreprises de grande taille apparaissent globalement plus performantes en termes de niveau et de durée d'exportation que les petites entreprises. L'effet positif de la productivité et de la taille des entreprises agroalimentaires sur leur capacité exportatrice a d'ailleurs été clairement mis en évidence (Gaigné and Le Mener, 2014). Ainsi, entre 1996 et 2012, près de la moitié des 12 300 exportateurs français, dont beaucoup sont de petites entreprises, n'ont exporté qu'une seule année. Ceci peut provenir d'une plus grande sensibilité des petites entreprises aux aléas de conjoncture économique, de leur difficulté à atteindre des marchés lointains, de leur plus faible visibilité, et de la taille restreinte de leur clientèle et de leur portefeuille de produits à l'exportation comparé aux plus grandes entreprises.

2.1.5 La grande distribution et le secteur des productions animales en Europe

2.1.5.1 La grande distribution est un acteur incontournable pour atteindre le consommateur final

A l'échelle européenne, la grande distribution est un acteur majeur des filières alimentaires : elle représente 54 % des ventes alimentaires en 2012. En France, par exemple, plus des deux-tiers des produits animaux sont vendus en magasins de grandes et moyennes surfaces, le reste passant par des circuits plus traditionnels ou la restauration hors-foyer (Tableau 6). En Europe, l'importance des trois formats de points de vente dits « à dominante alimentaire » (hypermarché, supermarché, Hard Discount) est variable suivant les pays, le poids des magasins Hard Discount étant plus faible en France et au Royaume-Uni qu'en Allemagne.

Tableau 6. Répartition des achats par type de réseau de distribution en France (en %)
Source : France Agrimer, Kantar Worldpanel, 2013, CIV.

Produits	Hypermarché	Supermarché	Hard-Discount	Boucherie	Autre*
Bœuf (frais)	45	23	5	15	12
Veau (frais)	41	22	3	21	13
Porc (frais)	47	24	9	9	11
Volaille (frais)	34	20	6	12	28
Charcuterie	44	22	15	6	13
Jambon	46	24	16	3	11
Lait liquide	47	24	18	--	11
Fromage	47	24	16	--	13

* Autres circuits de distribution (marchés et foires essentiellement)

2.1.5.2 La grande distribution détient un pouvoir de marché grandissant, par le développement de ses marques de distributeurs et la concentration des achats

Globalement, le secteur européen de la distribution est fortement concentré, la somme des parts de marché des quatre premiers groupes de distribution (C4) dans un pays donné s'échelonnant entre 60 % et 85 % du total pour les dix principaux pays européens (Tableau 7). De plus, les plus grands groupes (le français Carrefour, l'anglais Tesco, les allemands Metro Group, Aldi ou Schwarz Group, qui inclut Lidl) sont présents à la fois dans plusieurs pays européens et également très implantés hors Europe. Entre 2000 et 2011, les 10 plus grands distributeurs (les cinq précédemment cités plus les français Auchan et Casino, le néerlandais Ahold et les allemands Rewe Group et Edeka) ont augmenté leur part de marché en Europe de 26 % à 31 %.

Le Hard Discount peut avoir un impact fort sur les prix, la variété et la qualité des produits car il offre une large proportion de marques de distributeur (MDD) à des prix plus compétitifs. En effet, les distributeurs ne sont pas uniquement des intermédiaires entre consommateurs et producteurs ; ils développent également des MDD. Dans le cas des produits animaux, deux types de produits doivent être distingués : les produits frais où la part des MDD est très forte, et les produits transformés (charcuterie, jambon, produits laitiers, par exemple) où on trouve plus de marques nationales fortes que de MDD. Néanmoins, en France par exemple, les MDD pour les rayons charcuterie, traiteur, fromage et crèmerie sont passées du quart à près de la moitié des parts de marché. Les prix des MDD étant en moyenne plus faibles que les prix des marques nationales (Bontemps *et al.*, 2009), les transformateurs et les producteurs qui s'engagent dans la production de MDD participent à la pression à la baisse des prix à la production.

Tableau 7. Comparaison de la structure de la grande distribution par pays en 2012 - Source : Planet Retail

Pays	Pop. ^a	Dépenses Alimentaires ^b	C4 %	CA alimentaire des magasins à dominante alimentaire					
				Total ^c	H.D. %	Hors H.D.			
						%	Gd	Moy	Petit
Belgique	11	3743	85	18	22%	78%	10%	68%	0%
Allemagne	82	2840	78	125	54%	46%	16%	29%	1%
Danemark	6	6099	87	14	34%	66%	23%	43%	0%
Espagne	46	2452	64	48	14%	86%	19%	59%	8%
France	63	4032	69	120	12%	88%	44%	44%	0%
Irlande	5	4908	87	7	26%	74%	4%	60%	10%
Italie	61	3419	61	44	16%	84%	33%	51%	0%
Pays-Bas	17	2849	85	22	19%	81%	2%	79%	0%
Pologne	39	1447	67	19	46%	54%	27%	19%	8%
Royaume-Uni	63	4596	82	87	7%	93%	84%	9%	0%

a : population en millions ; b : en \$ US/habitant ; c : Total : (milliards de \$ US) ; HD: hard discount

N.B. l'indice de concentration « C4 » est calculé comme la somme des parts de marché des quatre premiers groupes de distribution dans un pays donné

Par ailleurs, on assiste en Europe, et plus particulièrement en France, à un mouvement de rapprochement des centrales d'achat à l'initiative des grands groupes de distribution qui s'allient pour diminuer leurs coûts d'approvisionnement. Même si les produits frais sont exclus de ces accords, un élargissement du périmètre des accords pourrait infléchir sensiblement le prix de vente des transformateurs des filières animales.

2.1.5.3 Poids de la grande distribution sur les prix à la consommation des produits alimentaires

La grande distribution et sa concentration ont ainsi un impact important sur les prix des produits animaux payés par les consommateurs. Si, en France, les prix à la consommation (corrigés de l'inflation générale) ont augmenté au cours des vingt dernières années, en dépit d'une stagnation ou d'une baisse des prix à la production, cette hausse des prix à la consommation est beaucoup moins marquée dans la Zone Euro, voire presque nulle pour le cas de l'Allemagne. Cette différence est surtout le reflet d'un cadre réglementaire en perpétuelle évolution plus que celui de l'évolution des prix agricoles et de transformation. En effet, le cadre réglementaire dans le secteur de la distribution peut fortement influencer sur l'intensité concurrentielle entre distributeurs (Biscourp *et al.*, 2013). A titre d'exemple, la Loi Raffarin, qui prévoit de limiter l'ouverture de grandes surfaces, a eu pour effet de favoriser les distributeurs en place et de freiner le développement des hard discounters allemands sur le territoire français. Les réglementations récentes semblent avoir accru la concurrence entre distributeurs et on constate, en fin de période, une convergence des évolutions de prix entre la France et ses voisins européens.

2.1.6 Stratégies de différenciation des filières et coordination

Après plusieurs décennies de croissance, la demande européenne en produits animaux est saturée (ou en baisse), à l'exception de la viande de volailles. Cette situation freine désormais la production dans les secteurs où l'UE ne bénéficie pas d'avantages comparatifs sur les marchés internationaux comme c'est le cas de la viande bovine et de la viande ovine, productions ayant un rôle territorial important dans les zones défavorisées de montagne. Dans les secteurs porcine et laitier, où les exportations européennes sont, grâce à la demande des pays asiatiques, plutôt en croissance, l'augmentation de l'offre intérieure semble encore possible. Toutefois, l'embargo russe sur les exportations agroalimentaires européennes, en place depuis 2014, met en exergue le risque auquel s'expose une production fortement dépendante de ses débouchés extérieurs. Par ailleurs, en l'absence de mécanismes de régulation de l'offre (fin des quotas laitiers), ces opportunités de croissance accentuent les rapports de force entre Etats membres. Ceux-ci peuvent se traduire par une augmentation de la production (lait et porc) dans les bassins déjà les plus productifs et les plus compétitifs. Une telle évolution pose la question des évolutions structurelles et de leurs effets sur les équilibres environnementaux futurs des zones géographiques bénéficiaires, ainsi que de leur dépendance aux achats en aliments produits à l'extérieur.

2.1.6.1 Création de valeur ajoutée par la qualité : normes publiques, marques et labels

Afin de s'affranchir d'une partie de la concurrence et des risques qui y sont associés, les producteurs peuvent chercher à se positionner sur un marché spécifique pour bénéficier d'un prix de vente plus élevé en tirant parti de l'hétérogénéité des préférences des consommateurs et de leurs revenus. Cette stratégie de distinction par les critères de qualité (sanitaire, gustative, gastronomique, environnementale...) peut engendrer des coûts spécifiques de production et/ou de transformation et de transaction, pour assurer la certification des produits, leur traçabilité et leur publicité.

Les critères de différenciation peuvent concerner une quantité importante de produits et faire partie d'une stratégie globale. Les normes sanitaires européennes pour les productions animales en sont un exemple puisqu'elles constituent actuellement un avantage sur les marchés mondiaux (Gaigné and Larue, 2016). Elles favorisent en effet les exportations vers les pays où cette qualité n'est pas garantie, comme pour le lait infantile en Chine, et protègent les éleveurs de certaines importations puisqu'elles constituent des barrières non tarifaires aux échanges. La mise en place de normes sur d'autres critères (environnementaux, sociaux...) pourrait constituer un moyen intéressant de se différencier sur le marché mondial. En revanche, l'Europe est elle-même exposée à ce type de barrières non tarifaires, les fromages au lait cru et certaines salaisons européennes étant interdites aux Etats-Unis, également pour des raisons sanitaires. Les enjeux commerciaux autour de ces normes sont donc colossaux, comme le montrent les débats et les inquiétudes autour des négociations d'accords de libre-échange euro-américains.

Au-delà des normes sur les produits, les stratégies de différenciation des produits animaux sont très nombreuses, et concernent aussi bien les produits laitiers que les produits carnés. Les stratégies de marques ne s'appuient que sur des normes privées, liées à un savoir-faire de l'entreprise. L'agriculture biologique, les indications géographiques et appellations d'origine, ainsi que certains labels ou indications informatives, bénéficient d'une certification garantie par l'Etat et sont reconnues par l'Union européenne. Lorsqu'ils sont partie prenante de la différenciation, les pouvoirs publics peuvent influencer sur la protection des consommateurs et de

l'environnement, mais aussi sur la formation et le partage de la rente monopolistique entre les différents maillons de la filière. Enfin, les attributs différenciés peuvent être très variés, touchant les localisations et techniques d'élevage, les processus de transformation et les modes de commercialisation. En France, selon une étude statistique agricole (Bertin *et al.*, 2016), environ une exploitation d'élevage sur deux est engagée dans une démarche de qualité (agriculture biologique, signe de qualité officiel ou non), de commercialisation (vente en circuits-courts), ou de diversification de ses activités (transformation à la ferme, agrotourisme...)²⁰. Dans un tiers des exploitations, plusieurs démarches sont réalisées conjointement. Lorsque c'est le cas, il s'agit souvent de l'association entre une démarche de qualité et une démarche de diversification.

Le foisonnement des signes de différenciation pourrait constituer une des limites de ces stratégies dans le cas où les consommateurs ne sauraient plus faire la différence entre signes de qualité, du fait de la multiplication et d'une hétérogénéité trop importante des distinctions (Young *et al.*, 2010).

Cependant, si l'effet variété est apprécié par les consommateurs, il semble exister une incertitude sur le bienfondé économique de la multiplication des indications géographiques. Ainsi, Bureau *et al.* (2015) doutent de la capacité de ces stratégies à créer de la valeur ajoutée, notamment à l'exportation, tandis qu'un effet bénéfique sur les exportations des entreprises est constaté dans le secteur des fromages AOP en France (Duvaléix-Tréguer *et al.*, 2015). Enfin, Sorgho et Larue (2014) ont montré que des paires de pays ayant des indications géographiques ont tendance à commercer davantage entre eux. Ces aspects sont corroborés par l'analyse des données réalisée dans le rapport d'expertise sur la grande distribution qui détient une prime à l'exportation pour les produits de qualité.

De façon générale, les analyses empiriques portant sur la valeur ajoutée procurée par la qualité labélisée d'un produit et le partage de cette valeur dans les filières animales sont peu nombreuses au regard du nombre de produits bénéficiant de tels labels.

2.1.6.2 La coordination verticale offre des opportunités pour créer et répartir la valeur ajoutée mais il existe peu de littérature européenne sur la question

Le poids de la coordination interne des filières dans la création et la répartition de la valeur ajoutée est souvent évoqué, car celle-ci peut influencer sur la compétitivité et la maîtrise des risques (Bureau *et al.*, 2015; MacDonald, 2009). Toutefois, il n'existe aucune connaissance précise sur les contrats et autres formes de coordination dans les filières animales, et plus généralement dans le secteur agricole, au niveau de l'Union Européenne alors que ce chantier a été ouvert aux Etats-Unis depuis le début des années 2000. Les contrats peuvent résoudre différentes imperfections de marché telles que i) réduire les coûts de transaction liés aux échanges entre l'amont et l'aval de la filière, ii) gérer les risques d'offre, de demande ou de marché notamment en matière de volatilité des prix, d'approvisionnement ou de qualité de l'approvisionnement, iii) créer un mécanisme d'incitation (incitation à la performance, à la qualité, à l'adoption de techniques innovantes, à l'investissement, iv) répartir la valeur au sein de la filière (Bouamra-Mechemache *et al.*, 2015).

En l'absence de coordination, la structure dissymétrique des filières agroalimentaires donne un pouvoir de marché aux transformateurs et aux distributeurs lorsqu'ils sont en situation d'oligopole ou d'oligopsonie (peu nombreux à acheter ou vendre). Or les entreprises du secteur agroalimentaire et de la distribution ont tendance à se concentrer en Europe, ce qui accroît leur influence sur les prix payés au producteur. La réforme de la PAC de 2013 a pris en compte cette réalité en autorisant la formation d'organisations de producteurs (OP), réservées jusqu'alors au secteur des fruits et légumes. La formation de ces OP a pour objectif de limiter le risque de mauvaise transmission du prix et de la valeur en permettant aux producteurs de se regrouper. Toutefois si cette structuration conduit à augmenter le pouvoir des producteurs et que les prix augmentent conjointement au niveau de l'OP et de l'aval, les consommateurs peuvent être pénalisés. Par ailleurs, des questions se posent quant à l'avantage de ces nouvelles formes d'OP au regard des coopératives, et des recherches restent à mener sur les formes de gouvernance optimales (Bouamra-Mechemache *et al.*, 2015).

Les assurances et instruments financiers de gestion des risques semblent peu développés dans les productions animales européennes et, s'ils offrent des opportunités de sécurisation des prix et des revenus, ils n'ont reçu que peu d'attention de la part des pouvoirs publics. Il faut cependant noter que les aides découplées constituent une

²⁰ 45 % des exploitations en OTEX bovins, 38 % des OTEX ovins-caprins, 61 % des OTEX porcs et volailles, 55 % des OTEX poly-élevage et polyculture élevage

part significative du revenu des éleveurs (cf. chapitre 1.7 du rapport d'expertise), qui est indépendante des fluctuations de prix et de rendements et a de ce fait un rôle stabilisateur du revenu. Cela n'exclut pas une demande des éleveurs et des transformateurs pour des instruments complémentaires d'assurance. Par exemple, en France, des SWAP ont récemment fait leur apparition avec un certain succès dans le secteur porcin²¹. Il s'agit d'instruments financiers associant un prix à une certaine quantité de biens agricoles, déconnecté des livraisons réelles entre clients et fournisseurs. Ils apportent ainsi une certaine sécurité d'approvisionnement et de revenu au producteur et au transformateur, sans réduire l'autonomie de l'un ou de l'autre. Il s'agit d'instruments n'atténuant les fluctuations qu'à court terme (6 mois), mais permettant un confort de trésorerie et donnant à chaque opérateur un peu de temps pour s'adapter à la conjoncture.

Enfin, la mise en place de contrats de long terme, de mutualisation ou d'intégration offre des opportunités de stabilisation des prix et des revenus (Bouamra-Mechemache *et al.*, 2015), mais leurs effets ne sont pas toujours garantis. En effet, la filière avicole française a perdu en compétitivité globale depuis les débuts des années 2000 alors que les contrats d'intégration y sont largement utilisés (Magdelaine *et al.*, 2015). Toutefois, le rôle de la contractualisation dans la répartition des marges et des risques au sein des filières européennes d'élevage est mal connu et devrait faire l'objet d'un état des lieux précis.

2.1.7 Conclusion

Secteurs économiques d'envergure, les filières européennes de productions animales font aujourd'hui face à une stagnation, voire à une baisse, de leur demande intérieure à l'exception des volailles. Les niveaux de consommation individuelle restent élevés en moyenne. Ils sont caractérisés par une transformation des pratiques alimentaires et une dégradation relative de l'image de certains produits. La baisse tendancielle de la demande européenne affecte notamment les filières de viande bovine et ovine, dont le rôle territorial dans des régions herbagères défavorisées est majeur. Les filières porcine, et laitière surtout, ont pu tirer parti d'une demande asiatique soutenue, en s'appuyant sur la qualité reconnue des produits européens assise notamment sur des réglementations sanitaires strictes. Toutefois, la concurrence entre les régions productrices européennes et celles des pays émergents pour accéder tant aux marchés extra-européens qu'euro-péens est sévère et renforce la concentration de la production dans les bassins déjà les plus productifs. A l'exception de la Pologne, les pays d'Europe de l'Est n'ont pas réussi à véritablement concurrencer les anciens pays membres depuis leur entrée dans l'UE, malgré des coûts du travail beaucoup plus faibles. D'autres facteurs de compétitivité doivent donc être considérés, comme la structure des industries d'aliments du bétail et de transformation des produits animaux, ainsi que le rôle croissant de la grande distribution et la qualité de la coordination entre ces différents maillons des filières. Les données examinées montrent une grande diversité de situations. Les résultats publiés n'apportent des éclairages parcellaires que pour certaines d'entre elles, et n'articulent pas bien les différents facteurs de compétitivité de tous les maillons des chaînes de valeurs. Quelle que soit la configuration, deux stratégies se dégagent : une baisse des coûts de production unitaires principalement basée sur la productivité du travail d'une part ; et une stratégie de différenciation par la qualité d'autre part. Ces deux stratégies peuvent être combinées dans la limite des cahiers des charges garantissant la qualité différenciée.

²¹ <http://www.agrapresse.fr/le-swap-un-contrat-innovant-pour-les-producteurs-art401734-2488.html?Itemid=339>

2.2 Travail et emploi

L'emploi agricole, en fort déclin en Europe, fait l'objet de peu de travaux scientifiques récents, et peu sont spécifiques de l'élevage. La crise du secteur a cependant relancé quelques études sur l'effet d'entraînement de l'élevage sur les emplois indirects ou induits, car c'est un argument régulièrement mis en avant pour justifier le soutien public. Les évolutions rapides et controversées des pratiques d'élevage sont également analysées sous l'angle du travail et des métiers, principalement à travers la relation de l'éleveur aux animaux et à la technique, et sa santé.

2.2.1 L'emploi dans l'élevage et ses filières

2.2.1.1 L'emploi dans les exploitations d'élevage

L'emploi européen dans l'élevage représente plus de 4 millions de personnes en 2012, essentiellement concentrés dans les nouveaux États membres (80 %). La Pologne représente à elle seule 1/5^e de ces emplois. Cependant leur nombre continue de chuter drastiquement : la Bulgarie, la République tchèque et la Roumanie ont perdu un tiers de leurs agriculteurs depuis l'an 2000 (Gambino *et al.*, 2012). Le vieillissement et les gains de productivité expliquent ce déclin (Charroin *et al.*, 2012). Une exploitation moyenne d'élevage compte entre 1 et 2 travailleurs. Les exploitations de polyculture-élevage et de production laitière bovine comptent le plus d'emplois (respectivement 37 et 25 %), loin devant les élevages de granivores (porcs et volailles : 8 %) moins nombreux mais individuellement plus grands et qui rassemblent l'essentiel des salariés du secteur.

Tableau 8. Nombre d'élevages et indicateurs de main d'œuvre dont part salariée et EBE/UTA, moyenne par orientation technico-économique (gauche) et par exploitation (droite) dans l'UE 27 pour l'année 2012
Source : DG Agri - FADN, 2012 – traitement INRA SMART-LERECO

OTEX en UE 27	M.O. (UTA)	UTA / exploit.	% M.O. salariée /exploit.	EBE / M.O. non sal. (k€/UTA)	PAYS	M.O. en 1000 UTA	UTA / exploit.	% M.O. salariée/ exploit.	EBE / M.O. non sal. (k€/UTA)
Ovins et caprins	648 000	1,52	12%	14	Allemagne	272 000	2,02	33%	58
Granivores	343 000	2,03	36%	55	Danemark	27 000	2,11	55%	180
Bovins viande	518 000	1,37	10%	23	Espagne	242 000	1,53	16%	24
Bovins lait	1 031 000	1,71	16%	27	France	282 000	1,75	13%	47
Polyélevages-culture	1 574 000	1,49	14%	13	Irlande	92 000	1,23	6%	27
UE 27	4 114 000	1,56	15%	20	Italie	224 000	1,57	17%	41
					Pays-Bas	58 000	1,73	17%	85
					Pologne	811 000	1,66	7%	9
					Royaume-Uni	126 000	1,96	31%	49

M.O. : Main d'œuvre

UTA : Unité de travail agricole

EBE : Excédent brut d'exploitation

Il est difficile de comparer les revenus agricoles à ceux des autres ménages, les premiers variant fortement d'une année sur l'autre et ne tenant pas compte du patrimoine élevé de l'exploitation. La valeur de l'excédent brut d'exploitation (EBE) par UTA non salariée (Utans) indique un ordre de grandeur : dans l'UE 27, l'EBE moyen des élevages est souvent plus faible que celui des exploitations de grandes cultures, mais équivalent à ceux en maraîchage, horticulture ou cultures permanentes. La moyenne masque toutefois une grande hétérogénéité des revenus, souvent plus faibles dans les nouveaux États membres, et qui varient suivant les orientations productives. Les exploitations de granivores dégagent le meilleur résultat en moyenne : le double des élevages laitiers et près de 3,5 fois plus que les systèmes diversifiés ou de petits ruminants. Les élevages danois se placent largement en tête en matière de rémunération ; à l'autre extrémité, les éleveurs de caprins/ovins polonais ont le revenu annuel moyen le plus bas (4 000 €/Utans). En moyenne et par type de production, les éleveurs français se situent dans le milieu de la fourchette européenne. Les revenus de l'élevage sont fortement liés aux aides publiques.

2.2.1.2 L'emploi dans les industries agroalimentaires

Selon Eurostat, les industries des filières animales emploient en Europe un peu plus d'un million d'ETP. La majorité des emplois est localisée dans les industries de préparation de produits à base de viande (34 %), les

laiteries et fabricants de fromage (24 %) et les industries de transformation et de conservation de viande de boucherie (22 %) (Tableau 9). En France, la répartition de l'emploi est similaire.

Tableau 9. Emploi, exprimé en milliers d'équivalent temps plein, dans les industries des viandes et des produits laitiers en UE-28 en 2013 – Source : Eurostat

	BE	DE	DK	ES	FR	IE	IT	NL	PO	UK	UE28
Transformation et conservation de la viande de boucherie	5,1	22,8	9,8	31,4	46,6	8,4	18,9	4,3	44,1	17,3	252,6
Transformation et conservation de la viande de volaille	1,5	9,7	nc	8,2	23,3	1,3	7,5	2,8	22,1	23,1	124,6
Préparation de produits à base de viande	4,9	122,8	nc	36,1	43,6	3,0	19,9	5,1	44,5	30,1	389,0
Exploitations de laiteries et fabrication de fromages	5,0	32,1	nc	19,2	48,7	nc	29,1	10,5	33,8	21,6	269,4
Fabrication de glaces et sorbets	nc	nc	nc	nc	3,7*	nc	nc	nc	nc	nc	35,1
Fabrication d'aliments pour animaux de ferme	nc	nc	nc	nc	17,3*	nc	nc	nc	nc	nc	74,6
Total	nc	nc	nc	nc	183,3	nc	nc	nc	nc	nc	1 145,4

* Données ESANE 2013

2.2.1.3 L'effet d'entraînement, quel impact des politiques sur l'emploi ?

Les effets indirects de l'élevage sur l'emploi sont estimés par différentes méthodes (Vollet and Bousset, 2002). En France, le GIS Elevage demain a publié en 2015 une étude évaluant à 724 000 ETP l'emploi lié à l'élevage en France, soit 3,2% de l'emploi national. A chaque ETP employé dans les élevages s'ajoute 1,25 ETP dans les secteurs d'amont et d'aval. Plusieurs études européennes ont calculé cet effet multiplicateur : il varie généralement selon les filières entre 1,2 et 2,5 (avec des niveaux souvent inférieurs aux USA et Canada par rapport aux études européennes). L'effet d'entraînement est généralement plus élevé dans les filières viande que dans les filières laitières.

L'effet d'entraînement de l'élevage sur l'emploi est toutefois variable d'un territoire à l'autre, comme l'illustrent des études de cas sur des régions suédoises, françaises et britanniques (Lindberg *et al.*, 2012). Ces disparités s'expliquent par la présence, ou non, d'entreprises et d'administrations sur le territoire, ainsi que par la démographie locale. Ainsi, une même politique publique concernant le même type d'élevage peut avoir des effets différents sur l'emploi local. De fait, plusieurs auteurs préconisent de relier davantage les politiques de régulation et de soutien de l'élevage à l'emploi (Cardenete *et al.*, 2014), au motif que l'effet d'entraînement sur l'emploi local pourrait être un moyen d'apprécier l'impact de la PAC sur le développement territorial intégré, objectif affiché dans la réforme post-2013. Toutefois, certains auteurs constatent qu'à l'exception du secteur laitier, les gains de croissance dans l'élevage ont peu d'impact sur l'emploi indirect et induit.

Quelques rares études ont tenté d'apprécier dans quelle mesure performances environnementales et sociales des filières d'élevage se conjuguent. L'une d'elles a porté sur la filière laitière en Nouvelle Zélande (Flemmer, 2012). Elle conclut que les effets indirects des emplois concernent surtout les intrants (engrais chimiques, aliments, fuel, électricité, eau...), donc des emplois au coût environnemental élevé.

Les emplois induits par les dépenses des revenus issus des emplois directs et indirects évoqués précédemment sont rarement pris en compte à un niveau infra national, car ils nécessitent une approche en équilibre général décrivant la totalité des circuits économiques du territoire considéré, ainsi que l'ensemble de ses échanges avec le reste du monde. Ils sont potentiellement beaucoup plus nombreux que les emplois directs et indirects. D'après une étude récente illustrée par l'impact de l'embargo russe de 2014 sur la Bretagne, dix emplois en tout seraient perdus pour chaque emploi agricole, soit sept à huit emplois induits (Gohin *et al.*, 2016). L'étude souligne la sensibilité de ces résultats aux hypothèses de modélisation, notamment l'existence d'un salaire minimum et d'une flexibilité du nombre de fonctionnaires, comme dans cet exemple qui fournit donc plutôt une borne supérieure aux emplois induits.

2.2.1.4 Plus d'emploi dans les démarches de qualité ou de diversification en France

L'étude de Bertin *et al.* (2016) présentée paragraphe 2.1.6.1, évalue également les effets sur l'emploi de l'engagement d'exploitations dans des démarches de valorisation des produits. Les résultats sont le plus souvent positifs sur l'emploi dans les exploitations d'élevage (et aussi de viticulture, de fruits et de grandes cultures). Les exploitations de polyculture-élevage et poly-élevage gagnent par exemple un surcroît d'emploi proche de 0,4 ETP pour le bio. La pratique du circuit court est associée à un surcroît d'emploi de 0,4 à 0,9 ETP. Les activités agrotouristiques emploient en moyenne entre 0,2 et 0,5 ETP supplémentaires, surtout dans les systèmes ovins-

caprins et granivores. La méthode de calcul comporte plusieurs limites : elle ne permet pas d'isoler totalement l'effet sur l'emploi de l'engagement qualité, et les intervalles de confiance soulignent la grande variété de situations.

2.2.2 Le travail en élevage

Au sein des exploitations, la main-d'œuvre familiale continue de régresser au profit d'un recours accru aux entreprises agricoles et aux Coopératives d'utilisation de matériel agricole (Cuma) (Anzalone and Purseigle, 2014), ainsi qu'au salariat. Celui-ci représente en moyenne 15 % du travail en élevage dans l'UE avec de fortes variations puisqu'il fournit 2 % du travail en élevage en Belgique, et plus de la moitié dans les élevages danois (Tableau 8). Le salariat est important, ancien et fréquent dans les élevages porcins et avicoles (en France il concernait 77 % des exploitations en 1988 et 80 % en 2010) ; il est plus récent et moindre en élevage bovin laitier. Les connaissances sur les conditions du salariat dans l'élevage à l'échelle européenne manquent : le turnover de la main d'œuvre est fréquent (en France), l'emploi de salariés étrangers est régulier en élevage hors sol en Espagne et en Allemagne ; l'importance de l'emploi précaire n'est pas connue.

Le métier se féminise (1/5^e des installations aidées), les femmes s'orientant préférentiellement vers l'élevage laitier (Dufour and Giraud, 2012). Cette féminisation renforce l'appel à de la main-d'œuvre extérieure, et à la mécanisation. Enfin, il n'existe pas d'études européennes sur la question, mais l'on sait que le niveau de formation des éleveurs en France progresse, tout en restant plus faible que dans les pays du nord de l'Europe.

2.2.2.1 Manque de reconnaissance et conditions de travail contraignantes

L'attractivité du métier d'éleveur est sérieusement questionnée. Plusieurs études dans différents pays européens mettent en avant les conditions de travail difficiles et le manque de reconnaissance sociale pour expliquer le désengagement des jeunes générations de l'élevage (Battaglini *et al.*, 2014 ; Bernues *et al.*, 2011). Peu de travaux scientifiques étudient précisément cette désaffection. Des études françaises soulignent l'importance du temps d'astreinte (deux fois le temps de travail), qui pèserait surtout sur les éleveurs travaillant seuls. Le temps de travail varie cependant beaucoup selon l'orientation de l'élevage, ses équipements, la main-d'œuvre, la localisation de l'exploitation et la rationalité privilégiée par l'éleveur (Hostiou *et al.*, 2014). Que les systèmes soient mixtes ou spécialisés ne différencie pas le temps de travail. En revanche, quelques systèmes se distinguent : c'est le cas des exploitations caprines fromagères à cause d'une durée de traite longue du fait du nombre important d'animaux ; c'est aussi le cas des systèmes pastoraux pendant l'estive ; les exploitations porcines se démarquent, quant à elles, par une organisation du travail peu flexible en raison de la succession des lots d'animaux dans le bâtiment. Au-delà de la durée totale de travail, c'est effectivement l'absence de marge de manœuvre dans la gestion de leur temps qui pèse sur le bien-être des éleveurs, surtout lorsqu'ils travaillent seuls (la moitié de l'échantillon dans une étude française ; Cournut and Chauvat, 2012).

2.2.2.2 De nouvelles formes de travail

La période actuelle ouvre cependant sur une restructuration de l'organisation du travail en élevage. De nouvelles formes d'arrangements collectifs innovent dans la gestion des assolements et du travail en commun, comme l'illustre le développement des « Cuma intégrales », ou pour la transformation/commercialisation des produits (Lucas *et al.*, 2014) ; Thomas *et al.*, 2015). Ces changements s'inscrivent dans une dissociation à l'œuvre entre les facteurs de production en agriculture : foncier, capital et travail relèvent dorénavant plus souvent de stratégies segmentées entre des acteurs différents.

La part de pluriactifs en élevage n'est pas connue, même si des monographies soulignent son poids, notamment en zones touristiques (Espagne, Garcia-Martinez *et al.*, 2009)). Son intérêt ne fait pas consensus parmi les chercheurs : certains soulignent que la concurrence entre activités induit une simplification des pratiques d'élevage, voire un changement d'usage des terres pouvant être la première étape vers un abandon. D'autres auteurs concluent, au contraire, que la pluriactivité permet de maintenir l'élevage grâce à la diversification des sources de revenus (López-i-Gelats *et al.*, 2011).

2.2.2.3 Le rapport des éleveurs à la technique

La relation étroite entre choix techniques et durée du travail a justifié l'effort de recherche sur des pratiques d'élevage simplifiées. Celles-ci ciblent l'alimentation, le rythme de traite ou la synchronisation des cycles

physiologiques des animaux, et modifient le rapport que les éleveurs entretiennent avec leur travail et avec leurs animaux. Les conclusions divergent. Des auteurs montrent que les systèmes où les animaux pâturent améliorent les conditions de travail (Brummel and Nelson, 2014) tandis que d'autres, à l'inverse, font le constat que les éleveurs préfèrent le travail en système « zéro-pâturage » (Meul *et al.*, 2012). S'il est communément admis que l'intensification des élevages augmente la productivité du travail, plusieurs auteurs soulignent qu'elle détériore les conditions de travail du fait de la charge par travailleur et du déni de la part affective du travail avec les animaux (Dufour, 2009), ce qui malmène à la fois le sens, la symbolique et les règles du métier. Pour certains, la recherche d'autonomie et plus largement l'agroécologie valorisent le travail des éleveurs (Coquil *et al.*, 2014) ; pour d'autres, elles se traduisent par un accroissement de la charge en travail, de sa technicité, voire de sa pénibilité du fait d'un travail à l'extérieur (Guyomard *et al.*, 2013). Le bénéfice des techniques sur la productivité économique ne fait pas consensus non plus. Pour les uns, elles sont au pire neutres sur la productivité du travail (par exemple l'usage du GPS au pâturage; l'alimentation en libre-service) ; pour d'autres, elles réduisent certes le temps de travail mais aussi le revenu (par exemple dans le cas de l'adoption d'un robot de traite, (Kvapilík *et al.*, 2015)).

L'élevage dit « de précision », qui bénéficie d'une forte médiatisation, illustre ces débats. Il se définit par l'utilisation coordonnée d'automatismes et de capteurs pour gérer la conduite des animaux. La plupart des auteurs mettent en avant le temps gagné grâce à ces nouvelles technologies, mais d'autres soulignent que l'introduction des automates et du numérique induit de nouvelles tâches de gestion, de maintenance et d'analyse des informations issues de ces outils. Ces opérations contrebalanceraient le gain de temps brut consécutif à la suppression de la tâche elle-même. Les conséquences de l'élevage de précision sur le travail et le métier des éleveurs sont encore peu instruites dans la littérature scientifique (Schewe and Stuart, 2015).

2.2.3 La santé au travail

En France, la MSA quantifie les accidents et maladies professionnelles dans l'agriculture : en élevage, le nombre d'arrêts de travail diminue mais les périodes d'arrêt s'allongent ; le travail physiquement pénible décroît mais la pénibilité mentale s'accroît, liée à un excès de stress (Madelrieux *et al.*, 2015).

Le cancer et les maladies cardiovasculaires sont respectivement les première et deuxième causes de mortalité chez les agriculteurs toutes productions confondues. L'exposition professionnelle aux pesticides a fait l'objet d'une récente expertise en France²². Les éleveurs sont particulièrement affectés par les coups portés par les animaux, les maladies et troubles respiratoires dans les bâtiments pour les productions hors-sol (porcs et volailles) ou encore les troubles musculo-squelettiques (TMS) dans les élevages avec cages (aviculture et cuniculture). Le suicide en agriculture est peu abordé dans la littérature mondiale mais les données soulignent la vulnérabilité de cette profession partout dans le monde. En France, c'est la troisième cause de décès chez les exploitants, avec un taux de suicide 40% plus élevé que la moyenne. La classe d'âge entre 45 à 64 ans est la plus touchée, ainsi que les filières bovins-lait et bovins-viande (Kolstrup *et al.*, 2013). Des explications sont trouvées dans le niveau de stress et l'accès facile à des armes ou poisons (pesticides ou médicaments) en réponse à des difficultés financières, au sentiment d'échec, au manque de soutien social ou encore à l'isolement.

Les conditions de travail dans les industries agro-alimentaires, en particulier dans les abattoirs, sont abordées dans la bibliographie scientifique européenne et internationale (Caroli *et al.*, 2009). Les IAA et les abattoirs affichent une fréquence élevée de maladies et d'accidents (mais le nombre de travailleurs concernés n'est pas estimé) du fait de tâches répétitives, des postures debout, du bruit, des températures souvent froides. Les troubles majeurs relèvent des TMS, problèmes gastro-intestinaux, bronchites et rhumatismes, et des troubles psychiques (Neupane *et al.*, 2014). Certains auteurs préconisent davantage d'automatisation de tâches, tandis que d'autres dénoncent leur impact négatif sur l'accroissement du rythme de travail des opérateurs. Les études et connaissances scientifiques sont rarement quantitatives et n'abordent pas souvent les sources des problèmes. Pourtant, certains auteurs voient dans la santé au travail une grille de lecture des transformations du travail en élevage et à l'aval. La médiatisation des manquements professionnels dans les abattoirs en France est ainsi soutenue par des travaux sur l'éthique animale, mais peu par ceux sur la santé au travail.

²²www.anses.fr/fr/content/publication-du-rapport-sur-les-expositions-professionnelles-aux-pesticides-mieux-connaître

2.3 Les intrants

Les évaluations environnementales globales, les calculs d'empreinte (eau, énergie...) et les analyses de cycles de vie (ACV) permettent l'analyse des flux et des pertes et gaspillages de ressources liés aux activités humaines. La question des « intrants » est ainsi devenue une clé de lecture de l'efficacité environnementale des modes de production et des échanges agricoles et alimentaires. Cette section analyse ainsi les ressources directes et indirectes utilisées par les systèmes d'élevage européens : terres, eau, phosphore et énergies fossiles, l'azote ne faisant l'objet que d'un très court résumé car il a été étudié dans une précédente expertise (Peyraud *et al.*, 2012a).

2.3.1 L'alimentation du cheptel européen

Les sources d'alimentation du bétail sont l'herbe (et les broussailles), les fourrages (maïs ensilage, betteraves, luzerne...), les céréales, les concentrés protéiques et énergétiques composés principalement de céréales, graines oléoprotéagineuses et tourteaux, et certains coproduits industriels. La quantité et la provenance des protéines dédiées à l'alimentation animale font l'objet d'un débat car elles peuvent entrer en concurrence avec la production de protéines directement incorporables dans la diète humaine (enjeu de sécurité alimentaire) et mettent en jeu des surfaces extérieures à l'Europe, donc une délocalisation des impacts et une dépendance de l'UE envers ces surfaces. Ces questions sont au cœur de nombreuses modélisations visant à quantifier ces effets.

2.3.1.1 Les ressources alimentaires concentrées en protéines sont majoritairement importées

En 2013, l'UE à 27 consomme 221 Mt de céréales et de produits oléagineux pour l'alimentation de son bétail. Près de la moitié est utilisée directement par les animaux de l'exploitation qui les produits (céréales autoconsommées). Le reste est incorporé dans des aliments composés industriels (dits "concentrés" car riches en protéines et énergie). A l'échelle européenne, ces concentrés sont composés pour moitié de céréales, pour plus d'un quart de tourteaux d'oléo-protéagineux, d'un gros dixième de coproduits des industries agroalimentaires et d'autres multiples sources en quantité plus réduite (Solane *et al.*, 2011 et Figure 10).

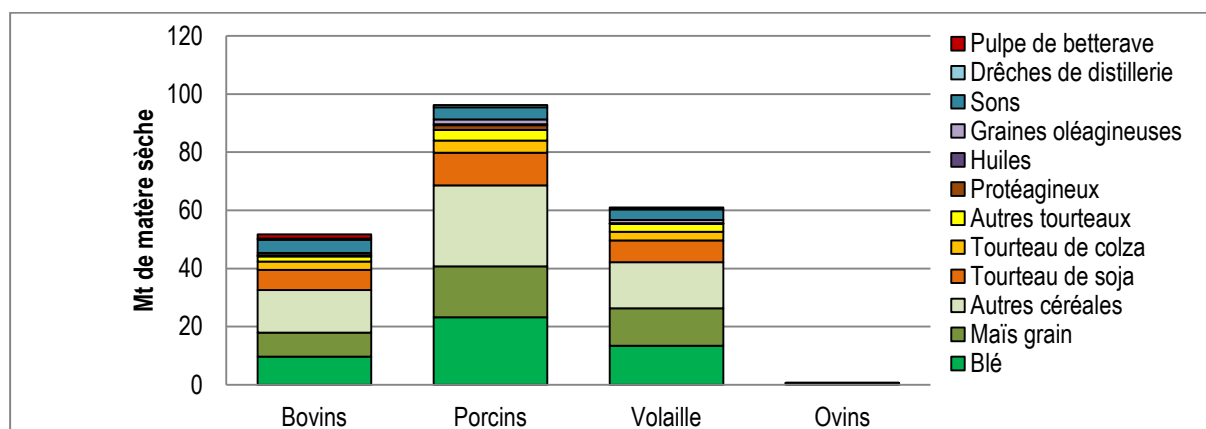


Figure 10. Estimation des consommations d'aliments concentrés par les espèces animales en UE 27 pour l'année 2009 – Source : calculs INRA SMART/LERECO d'après FAOSTAT

L'alimentation du troupeau européen repose sur un apport élevé en protéines, qui explique sa forte productivité par rapport à la moyenne mondiale. Pour ce faire, l'Europe a recours, depuis les années 1960, à des importations massives de graines et de tourteaux d'oléo-protéagineux et d'oléagineux, le soja prenant ici une large place. La Figure 11 détaille les échanges de l'Union européenne en protéines (exprimés, pour faciliter la comparaison, en protéines digestibles *in fine* assimilables par les animaux). Globalement, la consommation européenne de protéines digestibles sous forme d'aliments concentrés s'élève à environ 31,1 Mt (calcul ESCo), l'UE étant importatrice nette de 12 Mt (38 %). Le Brésil, l'Argentine, les Etats-Unis et les pays de l'ex-URSS sont ses principaux fournisseurs de concentrés pour l'alimentation animale. L'UE exporte aussi des protéines pour l'alimentation animale, sous forme principalement de céréales et en quantités bien moindres. La dépendance

extérieure de l'UE en protéines pour ses animaux ainsi que le rendement de la conversion protéique entre végétaux et animaux sont deux objets de débats.

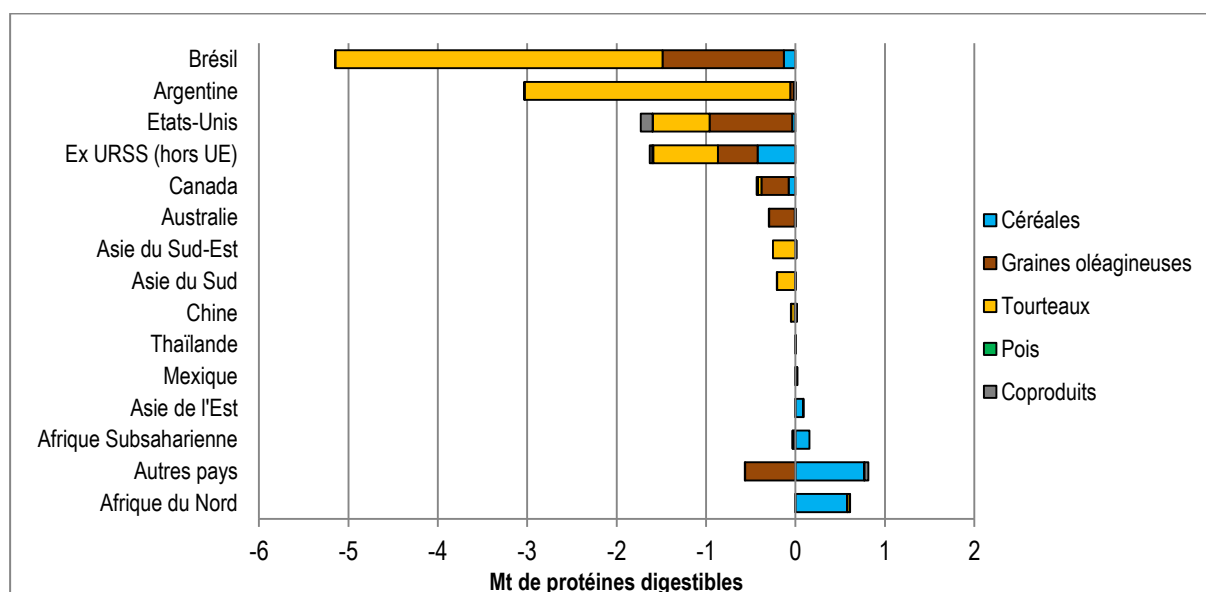


Figure 11. Echanges nets (Export - Import) de l'Union européenne en protéines digestibles végétales à destination de l'alimentation animale – Source : Calcul INRA : échanges en quantités d'après BACI affectés d'un ratio de la part utilisée en alimentation animale et de par la teneur moyenne en protéines digestibles)

2.3.1.2 Un débat sur l'emprise territoriale délocalisée des élevages européens

A l'échelle de la planète, les élevages occupent 3,38 milliards d'hectares de prairies et parcours et 350 millions d'hectares de cultures, soit 70 à 75 % des terres agricoles (Foley *et al.*, 2011 ; van Zanten *et al.*, 2016b).

La SAU de l'Union européenne est, quant à elle, estimée par FAOSTAT et Eurostat à respectivement 186 ou 173 Mha, dont 66 ou 57 Mha de prairies permanentes (environ 1/3 de la SAU). Pour Eurostat, sur ces 57 Mha de prairies permanentes, près de 17 Mha sont des landes et parcours (10 % de la SAU). La prairie temporaire occupe 10 Mha. Les céréales européennes destinées à l'alimentation animale couvrent 35 Mha soit environ 60 % des surfaces céréalières de l'UE (FAOSTAT). La moitié de cette surface est destinée à l'alimentation des porcs, un quart aux volailles et le dernier quart aux ruminants.

En revanche, le tourteau de soja et les autres tourteaux ou graines d'oléoprotéagineux proviennent essentiellement d'hectares cultivés hors UE, principalement en Argentine et au Brésil. Un tiers du soja importé est destiné aux vaches laitières (et petits ruminants), un tiers aux porcs, un quart aux volailles et le reste aux autres productions.

L'évaluation de la part délocalisée hors UE des surfaces labourables utilisées par l'élevage européen ne fait pas consensus dans la littérature : il y a ainsi une forte divergence entre, par exemple, Kock et Salou (2015) dont les données sont utilisées par la banque de données française Agribalyse, et Weinzettel *et al.* (2013). Les résultats varient considérablement en fonction des hypothèses de calcul retenues. Les éléments de variabilités résident dans : 1) les surfaces concernées : hectares labourables, hectares de céréales et d'oléoprotéagineux, hectares totaux ; 2) les rendements des cultures et des prairies ; 3) les valeurs d'intensité culturale, c'est-à-dire le nombre de récoltes effectuées par an sur une même surface, qui peut aller jusqu'à 3 pour le soja ; 4) les méthodes d'allocation des hectares en fonction des produits obtenus : élevage, biocarburants, industrie, alimentation humaine. A titre d'exemple, un hectare de soja brésilien produit 2,5 tonnes de graines servant à produire 0,5 t d'huile de soja et 2 t de tourteaux, alors qu'exprimé en valeurs, cet hectare a produit 300\$ d'huile et 300\$ de tourteaux. La répartition de cette surface entre les deux produits est alors équitable selon une allocation économique, tandis qu'une allocation physique alloue 80 % de l'hectare aux tourteaux.

En résumé, l'Europe importe environ 70% des protéines d'oléoprotéagineux (surtout du soja) pour la production d'aliments concentrés pour animaux (soit environ 18% des aliments en masse). En comptant la totalité des protéines contenues dans ces aliments concentrés (céréales, coproduits, tourteaux...), la part des protéines

importées, dans la ration, passe à environ 40%. Elle baisserait encore si l'on y ajoutait la contribution des protéines contenues dans les fourrages grossiers (ensilages, foin), l'herbe et les autres aliments directement produits sur la ferme (comme les céréales) qui contribuent largement à la couverture des besoins protéiques des animaux. De fait, la contribution de la part des protéines importées aux protéines réellement consommées par les animaux n'est pas bien connue. Elle est sûrement variable selon les filières et les systèmes de production (cf. chapitre 1.1 du rapport d'expertise).

2.3.1.3 L'enjeu du calcul de la conversion des protéines végétales en protéines animales

Au vu des surfaces mobilisées par l'élevage et parce qu'il consomme globalement dans le monde 35% des cultures (Alexandratos and Bruinsma, 2012), la compétition entre la production d'animaux ou de végétaux directement consommables par l'homme interroge la place de l'élevage. Dans ce débat, une idée récurrente est que les élevages consomment beaucoup plus de protéines végétales qu'ils n'en restituent sous forme de protéines animales (Stehfest *et al.*, 2009).

La capacité des animaux à convertir les aliments qu'ils ingèrent en protéines animales destinées à l'alimentation humaine varie en fonction des espèces (ainsi que du stade physiologique et de la composition du troupeau) : les monogastriques, qui sont des granivores, ont en moyenne de meilleurs indices de conversion alimentaire que les ruminants. Cette divergence résulte d'une composition de leur ration adaptée à leur appareil digestif : les seconds mangeant de l'herbe et des fourrages moins digestibles (riches en cellulose) mais qu'ils sont les seuls à être capables de digérer et transformer. Les écarts au sein des systèmes d'élevage de ruminants sont cependant très importants, l'alimentation des troupeaux les plus intensifs (bovins, ovins ou caprins confinés) pouvant reposer sur une forte part de concentrés protéiques plus digestibles. Le Tableau 10 illustre les écarts de taux de conversion alimentaire (ou indice de consommation), c'est-à-dire la quantité d'aliment nécessaire pour obtenir une unité (kg) de produit animal destiné à l'alimentation humaine.

Tableau 10 - Deux modes comparables d'évaluation du rendement des animaux par espèce.
Les résultats montrent des valeurs inférieures – plus efficaces par animal ou par niveau de production – pour les monogastriques, et de grandes variations parmi les ruminants.

Produit	Moyenne	Min	Max
Viande bovine	44.9	11.3	88.1
Lait de vache	3.7	1.7	7.7
Viande de porc	4.2	3.4	7.1
Viande de volaille	3.7	2.6	7.4
Œufs	2.7	1.9	4.2
Viande de petits ruminants	56.2	13.9	140.2
Lait de petits ruminants	16.0	1.7	25.2

A : Quantité (en kg de matière brute) d'aliment pour bétail nécessaires à la production d'un kg de produit animal en UE 25 – moyenne pondérée des facteurs issus de Leip *et al.* 2010 en fonction de la production en 2013 – Source : INRA d'après Leip *et al.* (2010)

Système de production	m ² .an*
Bovins viande	14,8 - 53,6
Bovins lait	10,5 - 26,7
Porcs	3,5 - 10,6
Poulet de chair	2,7 - 8,9
Œufs	2,9 - 6,9

B : Surfaces nécessaires à l'alimentation des différentes espèces animales du cheptel français - Source : Koch and Salou, 2015

* m².an par kg de poids vif ou d'œufs

De nombreuses ACV visant à comparer l'utilisation des terres en fonction de l'espèce ont été réalisées pour la France, les Etats-Unis, l'ensemble des pays de l'OCDE ou encore le monde (de Vries and De Boer, 2010 ; Herrero *et al.*, 2015 ; Koch and Salou, 2015 ; Peters *et al.*, 2014). Si les résultats pour le cas français (Tableau 10-B) sont légèrement inférieurs à ceux obtenus pour l'OCDE et les Etats-Unis, les écarts entre espèces se conservent, reflet des taux de conversion du Tableau 10-A. Les auteurs notent ainsi que dans des régions où les systèmes d'élevage sont plus intensifs comme l'Europe, la viande bovine nécessiterait des surfaces en terres arables trois à quatre fois plus importantes que les viandes de porc et de volaille.

L'étude française a comparé divers systèmes : élevages de plaine, label rouge, de plein air, bio, etc. Pour une même espèce, les systèmes les plus extensifs ou faisant appel à des aliments dont le rendement surfacique est faible sont ceux qui consomment le plus de terres. Ainsi en France, les élevages de monogastriques sous Label Rouge ou issus de l'agriculture biologique ont un usage de terre par animal souvent plus élevé que les systèmes conventionnels. Mais la présentation de ces données d'usage des terres ne précise pas quelles sont les terres utilisées, or l'utilisation d'un hectare de parcours n'a pas le même impact que celle d'un hectare de terre arable.

L'objection en faveur des ruminants vient de la non-compétition des produits issus des prairies avec l'alimentation humaine et donc d'une faible concurrence entre les terres affectées aux prairies et celles pouvant être affectées à l'alimentation humaine. C'est au travers des termes de cet arbitrage que doit être lu le débat sur l'emprise territoriale de l'élevage. Plusieurs auteurs mettent en exergue l'efficacité de conversion des protéines issues des systèmes herbagers (Peyraud and Peeters, 2016). Plusieurs travaux européens comparent ainsi la quantité de protéines animales comestibles par kg de protéines végétales comestibles par l'homme mais consommées par les animaux. Si ce ratio est supérieur à 1, le système contribue positivement à l'alimentation humaine. Ils concluent à un ratio supérieur à 1 pour les systèmes laitiers herbagers, un ratio neutre pour la viande de bovin à l'herbe et inférieur à 1 pour les monogastriques et les bovins alimentés avec des rations riches en concentrés et maïs fourrager (Ertl *et al.*, 2015; Hennessy and Moran, 2014).

2.3.1.4 Enjeux de ces estimations pour la sécurité alimentaire et l'évaluation des impacts environnementaux

Si l'on considère la terre comme une ressource finie, alors l'alimentation du bétail entre fortement en compétition avec l'alimentation humaine et le débat sur la conversion protéique est crucial pour la disponibilité alimentaire mondiale. Dans cette logique, une prospective propose de cantonner l'élevage à la valorisation des prairies et des parcours par les ruminants et des coproduits et déchets alimentaires destinés surtout aux monogastriques (van Zanten *et al.*, 2016a). Par ailleurs, une littérature encore restreinte fait remarquer que les protéines animales ont une valeur nutritionnelle plus élevée que les protéines végétales et contiennent des nutriments indispensables (acides aminés, vitamines, oligoéléments et minéraux) (Lebret and Picard, 2015). La proposition de Van Zanten *et al.* (2016) tient ainsi compte des recommandations nutritionnelles pour évaluer les surfaces à répartir entre protéines végétales et protéines animales (van Zanten *et al.*, 2016a).

Beaucoup d'impacts environnementaux de l'élevage sont également liés au décompte des différentes surfaces destinées à l'alimentation du bétail. Les résultats différents entre études d'impacts s'expliquent majoritairement par les données ou hypothèses faites sur l'occupation des terres.

La hausse de la demande mondiale en aliments du bétail exerce notamment une pression de conversion d'écosystèmes naturels ou semi-naturels en systèmes agricoles (Gibbs *et al.*, 2015 ; Leip *et al.*, 2015; Nepstad *et al.*, 2014). La délocalisation de l'alimentation animale s'est appuyée sur cette expansion des surfaces agricoles, et la culture de soja dans le bassin amazonien est iconique de cet impact négatif sur la biodiversité (Fearnside, 2001). Les ACV montrent même que l'impact négatif sur la biodiversité du commerce agricole des pays européens est majoritairement délocalisé à l'étranger (Chaudhary and Kastner, 2016 ; sans distinction élevage/agriculture). Ces quantifications se développent mais sont encore incertaines (Curran *et al.*, 2016 ; Gaudreault *et al.*, 2016).

Enfin, la préservation des surfaces en prairies est au cœur des calculs d'efficacité de la conversion alimentaire des ruminants. Une bonne efficacité pourrait être un argument pour le maintien des « surfaces toujours en herbe ». En effet, les travaux ci-dessus se basent sur les surfaces actuelles et non pas sur la production primaire potentielle des sols (Ridoutt *et al.*, 2014). Celle-ci inclurait l'utilisation potentielle de surfaces actuellement en prairies mais qui converties en cultures seraient directement utilisables pour l'alimentation humaine. Or les prairies européennes ont fortement régressé depuis 1960, la perte étant estimée à environ 30 %, soit plus de 7 Mha selon Eurostat. La poursuite continue de ce déclin suggère que les terres labourables pourraient empiéter encore davantage sur les prairies, au moins en plaine ; et ce malgré les nombreux travaux qui soulignent la perte sévère de services écosystémiques liée à cette régression.

2.3.2 Consommation et production d'énergie

Les dernières données européennes datent de 2004 : la consommation d'énergie des exploitations agricoles de l'UE était alors estimée à 28 millions de tonnes équivalent pétrole (Mtep) par an (Bochu *et al.*, 2004), dont 4,4 Mtep pour l'agriculture française (Ademe, 2015). En élevage, le poste principal de consommation directe concerne le chauffage des bâtiments (consommation directe), au gaz propane pour les élevages de volaille et à l'électricité dans les élevages bovins et porcins (Pellerin *et al.*, 2013). Ce poste correspond à environ 370 ktep (Vert et Portet, 2010). La consommation indirecte d'énergie associée à l'alimentation du bétail représente, quant à elle, 15 % des consommations agricoles, soit 740 ktep (Doublet and Solagro, 2011).

2.3.2.1 Consommation d'énergie non renouvelable

Comme pour les autres facteurs, les impacts environnementaux associés à l'énergie consommée varient fortement selon les produits et systèmes de production (Basset-Mens and van der Werf, 2005) (Tableau 11).

En fonction du type d'alimentation, l'énergie indirecte peut représenter entre 50 % et 80 % de l'énergie totale utilisée dans les élevages (Leinonen *et al.*, 2012 ; Meul *et al.*, 2007).

Tableau 11. Energie nécessaire pour produire 1 kg de protéine (MJ/kg)
Source : de Vries and De Boer, 2010 ; Williams *et al.*, 2006

Bœuf	177-213
Lait	37-144
Œuf	87-107
Poulet	80-152
Porc	95-236

Les économies d'énergies réalisables dans les élevages s'échelonnent de 15 à 50 % : elles peuvent intervenir en modifiant la structure de l'exploitation, la conduite des ateliers de production : l'équipement, la gestion des effluents, l'utilisation d'aliments concentrés... (Le Gall *et al.*, 2009 ; Pellerin *et al.*, 2013).. Les marges de manœuvre pour économiser l'énergie indirecte sont principalement à rechercher dans une meilleure autonomie alimentaire du cheptel : l'énergie liée aux concentrés et aux fourrages déshydratés peut en effet représenter de 25 % (systèmes économes) à 75 % de l'énergie totale. Le chiffrage du potentiel de réduction de la consommation d'énergie par une meilleure gestion des engrais ou des effluents d'élevage reste encore à réaliser. Les bénéfices liés à une utilisation plus conséquente des légumineuses mériteraient en particulier d'être quantifiés car la synthèse d'azote minéral pour fabriquer les engrais est très énergivore.

2.3.2.2 L'élevage, producteur d'énergie

La valorisation des effluents d'élevage par la méthanisation agit à la fois sur le bilan énergétique de l'exploitation et sur son bilan fertilisation. Le développement de la méthanisation depuis les années 1990 n'est pas homogène au sein des pays de l'Union européenne. L'Allemagne produit les deux tiers du biogaz agricole ou assimilé (hors traitement des décharges), puis viennent l'Italie (14 %), la République Tchèque (5 %), la France, les Pays-Bas et le Royaume-Uni (respectivement, 2-3 %) et les autres pays pour moins de 1 % chacun (EurObserv'ER 2015). En 2014, il y avait 8 700 installations de biogaz à la ferme en Allemagne pour une puissance électrique de près de 4000 MW (soit environ l'équivalent de quatre centrales nucléaires). Le biogaz est en majorité valorisé sous la forme d'électricité, et la chaleur produite par les digesteurs est fréquemment utilisée pour le chauffage domestique. Depuis 2013, le rythme de création de ces installations s'est nettement ralenti en Allemagne (200 méthaniseurs par an contre plus de 1 300 entre 2009 et 2011), même s'il reste encore le plus élevé d'Europe, avec une orientation vers des installations de plus petite taille privilégiant l'utilisation des déjections animales et freinant l'incorporation de maïs. La France valorise moins de 1 % de ses effluents par méthanisation, soit 309,2 ktep (Vert and Portet, 2010) et une centaine de méthaniseurs à la ferme. Des scénarios à l'horizon 2030 envisagent un développement de cette voie de valorisation des effluents d'élevage pour atteindre un potentiel énergétique d'environ 4 à 6 Mtep primaires (Solagro *et al.*, 2013).

Tous les effluents d'élevage n'ont pas le même pouvoir méthanogène et il est courant que différents types d'effluents soient mélangés entre eux et avec d'autres résidus agricoles, des déchets verts non ligneux, d'autres déchets issus des IAA et des boues de station d'épuration, pour augmenter le potentiel méthanogène du mélange.

Parmi les critiques adressées à la méthanisation figure la question des fuites de biogaz dans les installations. Elles ont été estimées jusqu'à 10-15 % du biogaz produit. Il semble que le problème ait diminué dans les nouvelles installations (Moller *et al.*, 2009). A l'instar des critères devenus plus stricts quant à l'incorporation de cultures dans les méthaniseurs en Allemagne, un consensus scientifique se dessine sur l'intérêt d'un recentrage sur le traitement des effluents et des déchets.

Enfin, certains auteurs pointent l'intérêt de la méthanisation en agriculture biologique car, outre la production autonome d'énergie, les digestats rebouclent sur la fertilisation des cultures. En plus des effluents sont incorporés de la biomasse « AB » : cultures intermédiaires, légumineuses, coproduits et déchets de transformation de produits AB (Gerlach *et al.*, 2013).

2.3.3 La consommation de nutriments, le cas du phosphore

La consommation de nutriments par l'élevage a fait l'objet de nombreux travaux, notamment l'azote qui a largement été étudié dans une expertise scientifique récente par l'INRA. La présente expertise aborde plus particulièrement le phosphore qui diffère de l'azote car c'est une ressource non renouvelable.

2.3.3.1 Une ressource non-renouvelable

Le phosphore est principalement utilisé par l'agriculture comme fertilisant. Son utilisation a été multipliée par quinze depuis 1950. Dans la mesure où il n'est pas substituable et ne peut pas être synthétisé, à la différence des fertilisants azotés (Cordell and White, 2013), c'est un élément déterminant pour la production alimentaire mondiale. Les réserves mondiales de phosphates minéraux sont limitées et concentrées dans un très petit nombre de pays (le Sahara occidental qui en possède plus des 3/4, la Chine et les Etats-Unis) constituant ainsi un enjeu politique et économique majeur. En 2008, le prix du phosphore a été multiplié par sept en quelques mois. Le pic de production devrait être atteint au cours de ce siècle (Figure 12). La hausse de la demande proviendrait à l'avenir majoritairement d'Afrique et d'Asie.

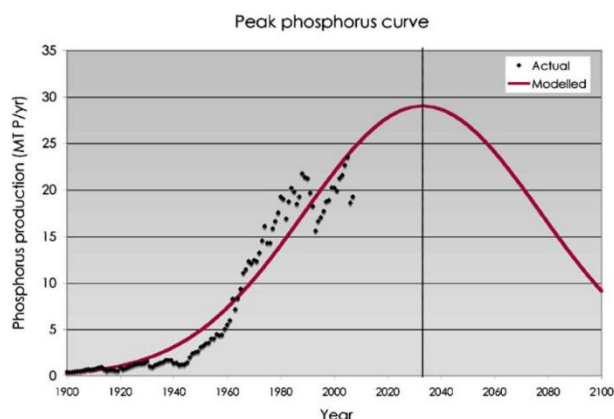


Figure 12. Évolution de la production mondiale de phosphates minéraux depuis 1900 et perspectives – source : (Cordell and White, 2013)

2.3.3.2 L'élevage fournit du phosphore pour les cultures et pour l'alimentation humaine

Le phosphore contenu dans les aliments du bétail et dans les déjections animales joue un rôle important dans les flux de phosphore. Les produits animaux contribuent largement aux apports en phosphore dans l'alimentation humaine (près de 60 % du phosphore total de la ration moyenne des Français ; Lafay, 2009). La contribution réelle en termes de biodisponibilité pourrait être encore plus importante car le phosphore phytique des sources végétales est très faiblement digestible. Le phosphore est par ailleurs déterminant pour les stratégies d'atténuation du changement climatique fondées sur le stockage du carbone dans le sol. Les travaux de modélisation conduits à l'échelle planétaire ont ainsi montré que, quels que soient les modèles de changements climatiques pris en compte, la disponibilité de phosphore des sols détermine la production primaire et, par conséquent, le stockage de carbone dans les écosystèmes en réponse à ces changements (Ringeval *et al.*, 2014). Enfin et surtout, les déjections animales restituent une partie importante du phosphore apporté aux animaux. En France, 40 % des apports de phosphore au sol proviennent des élevages (20 % au niveau mondial), 37 % des fertilisants minéraux, 14 % des résidus de culture, le reste correspondant aux boues municipales et dépôts atmosphériques. Le modèle de Senthilkumar *et al.* (2012) montre qu'actuellement et du fait de l'historique de fertilisation, environ 82 % du phosphore contenu dans les sols est d'origine anthropique (Senthilkumar *et al.*, 2012).

La capacité de rétention du phosphore par les animaux d'élevage estimés à partir des statistiques nationale est faible – de l'ordre de 20 % – mais l'efficacité apparente d'utilisation du phosphore par le couple « sol-cultures » atteint environ les ¾ des apports au sol. Ainsi, les bovins ont une efficacité de rétention faible mais, pour un niveau de fertilisation organique de l'ordre de 170 kg N/ha (plafond de la directive Nitrates), la quantité de phosphate épandable obtenue avec des effluents bovins (60-75 kg/ha) est proche du besoin pour l'équilibre de la fertilisation. L'efficacité de rétention du phosphore estimée à partir de son utilisation par les animaux (30% chez la vache laitière, 40% chez le porc, 50-60% chez les volailles de chair) (Dourmad J.Y. (coord.) *et al.*, 2016; ITAVI, 2013) est plus élevée que celle issue des statistiques nationales, mais la raison de cet écart reste à préciser.

2.3.3.3 Limiter l'excès de phosphore dans les sols

Sur un réseau européen de fermes laitières, Pflimlin *et al.* (2006) ont relevé des apports excédentaires plus importants dans les systèmes hors-sol ayant recours à des apports de phosphate minéral (Pflimlin *et al.*, 2006). Les excédents semblent d'autant plus importants que la part de maïs dans la surface fourragère principale est élevée. La réduction des rejets de phosphore par les ruminants passe par le respect des apports journaliers recommandés dans l'alimentation du troupeau. Pour les élevages de monogastriques, les approches nutritionnelles consistant à améliorer la digestibilité du phosphore phytique de la ration des animaux (ajout de phytases) et à ajuster les apports en fonction du stade physiologique des animaux ont déjà produit leurs effets (Corpen, 2003 ; 2006 ; Dourmad, 2012) et le potentiel de nouveaux progrès semble faible. Quant aux effluents, le rapport phosphore/azote étant plus élevé que celui dont ont besoin les cultures et les surfaces d'épandage étant souvent localement faibles, le traitement et l'exportation du phosphore des effluents est nécessaire, surtout dans les zones d'élevage les plus denses.

2.3.4 Les consommations d'eau

Les ressources en eau sont inégalement réparties sur la planète et ne présentent pas les mêmes enjeux suivant les lieux. C'est pourquoi la consommation moyenne d'eau par unité de produit n'est un indicateur d'impact qu'en regard de la disponibilité locale de cette eau ou de la sensibilité des milieux à un stress hydrique. L'eau consommée par les animaux d'élevage se divise entre les eaux douces de surface et souterraines (dite « eau bleue ») et l'eau stockée dans le sol qui est disponible pour les plantes (« eau verte »). Le concept d'« eau grise » désigne la quantité d'eau douce nécessaire pour diluer une eau polluée jusqu'à atteindre la conformité avec les normes environnementales. L'essentiel de l'eau bleue directement consommée par l'agriculture concerne les cultures irriguées et l'eau utilisée pour les troupeaux (boisson, lavage, etc.). Elle ne représente qu'une faible quantité de l'eau douce consommée, et c'est l'eau verte qui représente la majorité des consommations agricoles : elle se trouve en majorité dans les prairies, les fourrages et les cultures. L'impact de l'élevage sur la ressource en eau est alors essentiellement indirect. La majorité de l'eau douce importée par l'élevage provient ainsi des consommations de la culture de soja.

Il existe plusieurs méthodologies d'évaluation des consommations d'eau. Elles comptabilisent différents types d'eau (parfois uniquement l'eau bleue, parfois un agrégat eaux bleue et verte) et utilisent des indicateurs différents (niveau de consommation, productivité, stress hydrique). De ce fait, la littérature scientifique présente une grande variabilité de résultats difficilement comparables compte tenu de la diversité des méthodes (Tableau 12).

Tableau 12. Consommation d'eau verte, bleue et grise par les produits animaux (en Litres par kg de produits).
Source : diverses, disponibles dans le rapport d'expertise chapitre 4.2

	Eau bleue, verte et grise (L/kg)	Eau bleue et verte (L/kg)	Eau bleue (L/kg)
Viande de bœuf	15 415	27 – 53 200	0,22 - 520
Viande de mouton	10 412	136 – 10 412	0,10 – 0,36
Viande de porc	5 988	4 856 – 5 988	187
Viande de poulet	4 325	105 – 3 340	
Œufs	3 265	3 340	105
Lait	945 – 1 084	33 – 3 381	0,01 - 461

Les ruminants consomment la plus grande quantité d'eau, et ce d'autant plus si l'eau verte est prise en compte (consommations des fourrages et de l'herbe) et qu'ils vivent plus longtemps. Le choix de la méthode d'évaluation de la consommation d'eau (empreinte eau vs. analyse du cycle de vie) influence de manière considérable le classement des résultats par espèce et par système de production. Les résultats pour les ruminants sont également les plus variables.

La consommation d'eau bleue peut diminuer en favorisant des cultures non irriguées (ou moins irriguées) destinées à l'alimentation de bétail et en favorisant le pâturage des ruminants. Certains travaux préconisent de jouer sur la physiologie des animaux : augmenter leur vitesse de croissance ou diminuer l'indice de consommation des animaux ; cependant comme ce fut le cas pour l'adaptation des animaux aux objectifs « productivistes », envisager des modifications physiologiques ou comportementales au nom d'un intérêt « environnemental » pose un problème d'éthique.

2.4 Effets sur le climat et l'environnement

2.4.1 Effets de l'élevage sur le réchauffement climatique

2.4.1.1 Emissions de gaz à effet de serre et séquestration du carbone dans les prairies

Les émissions de GES des animaux d'élevage se répartissent généralement en quatre catégories dans les inventaires d'émissions (Gerber *et al.*, 2013)

- la fermentation entérique due à la rumination des herbivores et qui libère du méthane (CH_4) ;
- la gestion des effluents associée à l'émission de composés gazeux notamment du CH_4 et du N_2O émis en bâtiment, lors du stockage puis de l'épandage des effluents (azote) sur les sols ;
- la production d'aliments pour animaux qui comptabilise les émissions associées aux cultures dédiées (N_2O émis par les sols fertilisés) et à la fabrication des aliments (énergie) ;
- et la consommation d'énergie dans les élevages et en aval, qui donne majoritairement lieu à des émissions de CO_2 .

Les estimations prennent le plus souvent en compte les émissions directes domestiques et délocalisées. Les modèles incluent donc dans leurs périmètres les émissions associées à la production des aliments pour animaux (céréales, protéagineux, maïs et autres fourrages, herbe, paille et coproduits). Les émissions se situent, pour le troupeau européen, entre 630 et 863 Mt CO_2 eq, soit de 12 à 17 % des émissions totales de l'UE-27 en 2007 (Bellarby *et al.*, 2013). Cette fourchette converge avec la plupart des estimations de la littérature actuelle : 700 Mt, 623-852 Mt (Weiss and Leip, 2012) ; 485 Mt sans inclure les ovins et caprins, (Lesschen *et al.*, 2011).

Les émissions se répartissent à parts égales entre la viande bovine, le lait de vache, le porc ; viennent ensuite assez loin derrière les volailles, puis les petits ruminants (Figure 13).

Une étude récente conclut que les émissions délocalisées à l'extérieur de l'Europe dépassent souvent les émissions associées à la gestion locale de la filière (Leip *et al.*, 2015 : 411 Mt CO_2 -eq). L'estimation de la part des émissions provenant du changement d'usage des sols pour la production d'aliments est très variable : selon les hypothèses retenues, elle peut varier entre 9 et 33 % des émissions totales de l'élevage (Weiss and Leip, 2012).

Par ailleurs, l'UE se caractérise par un niveau d'émissions directes de GES au kg de produit plus faible que dans le reste du monde. Les niveaux de GES par kg de produit sont plus élevés pour les viandes issues de ruminants que pour celles issues des monogastriques, en raison de la production de méthane entérique des ruminants, des indices de consommation différenciés des animaux et du poids relatif du cheptel reproducteur dans les filières. Le lait de vache présente, quant à lui, des émissions par unité de protéines produites comparables à celles des monogastriques.

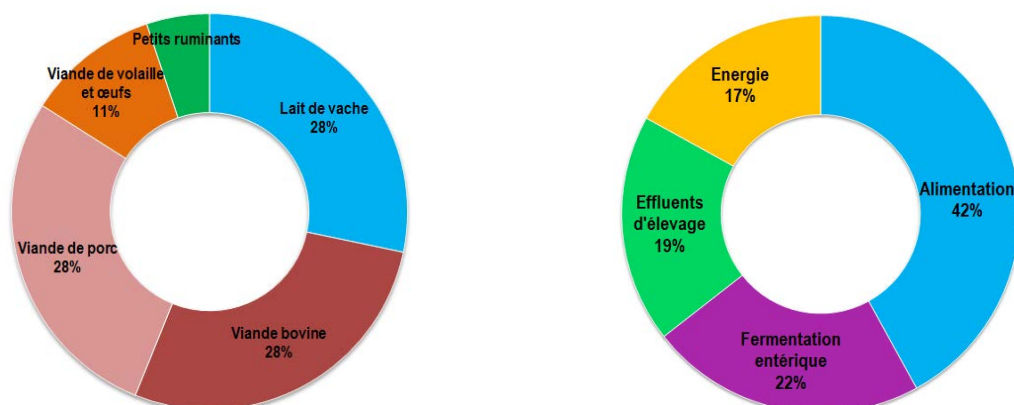


Figure 13. Emissions de gaz à effet de serre associées à l'élevage européen en 2004 - par type de produits animaux et par catégorie d'inventaires (y compris émissions délocalisées) – Source : INRA d'après Leip *et al.*, (2010)

L'intensité des émissions varie considérablement au sein d'une même production en particulier chez les ruminants, reflet des différences de conditions pédoclimatiques, de pratiques agricoles et de gestion des filières

(Figure 14). Cette variabilité est particulièrement marquée en production de viande de ruminants alors qu'elle est plus faible en production laitière bovine ainsi qu'en productions porcine et avicole. Des niveaux d'émissions proches peuvent en revanche être atteints par des systèmes d'élevage très différents. Par exemple, les émissions associées à la production de viande de bœuf sont basses et proches en Autriche (14,2 kgCO₂-eq/kg) et aux Pays-Bas (17,4 kgCO₂-eq/kg) parce que, dans le premier cas, les élevages utilisent des ressources fourragères locales réduisant le niveau des émissions liées au changement d'affectation des sols, tandis qu'aux Pays-Bas, ils couplent une gestion industrielle de la production à des régulations environnementales permettant la réduction des émissions de méthane et de N₂O (Weiss and Leip, 2012).

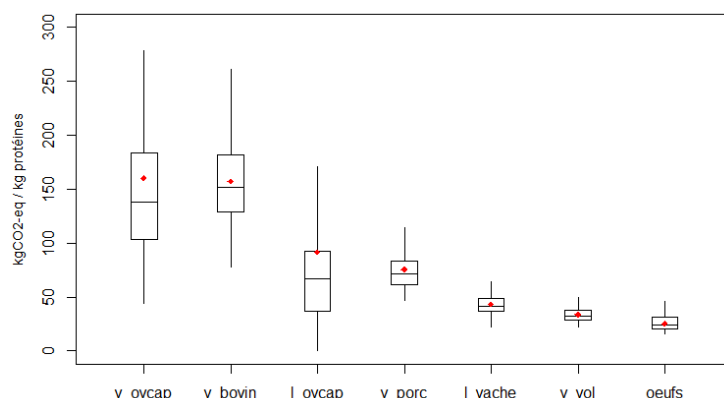


Figure 14. Variabilité des émissions de gaz à effet de serre selon les produits animaux et entre régions européennes (rang NUTS-2), exprimées en kg CO₂-eq par kg de protéines. Les points rouges correspondent à la moyenne. v_ovcap : viande de petits ruminants ; v_bovin : viande bovine ; l_ovcap : lait de petits ruminants ; v_porc : viande porcine ; l_vache : lait de vache ; v_vol : viande de volaille ; oeufs : œufs - Source: INRA d'après Leip *et al.* (2010)

Les voies de réduction des émissions de GES sont relativement bien documentées. Au niveau de l'animal, optimiser l'alimentation pour limiter le rejet d'excédents azotés est le principal levier. Les émissions de protoxyde d'azote (N₂O) proviennent directement des effluents épandus et indirectement après ruissellement, lixiviation, volatilisation ou redéposition. Les mesures possibles pour les diminuer sont nombreuses : introduction de légumineuses dans les rotations, meilleur ajustement des apports azotés aux objectifs de rendement des cultures, valorisation des engrais organiques, enfouissement localisé d'engrais ou encore mise en place de cultures intermédiaires. Diverses recherches étudient les marges de réduction des émissions de méthane d'origine entérique par des additifs alimentaires ou par une gestion des pâturages, l'herbe pâturée avant épiaison diminuant l'émission de méthane par rapport à un stade avancé. La réduction des émissions directes de CO₂, principalement liée aux consommations d'énergie à la ferme, a été abordée dans la section précédente relative aux intrants. En France, une étude des possibilités d'abattement des émissions agricoles de GES a identifié parmi les mesures retenues, une dizaine de sous-actions spécifiques à l'élevage dont certaines à coût nul voire négatif (Pellerin *et al.*, 2015).

2.4.1.2 La séquestration du carbone dans les prairies

La réserve en carbone des sols n'est pas permanente mais résulte d'un équilibre dynamique entre la matière organique entrant dans le sol et sa minéralisation. Le carbone est facilement dégradable en surface mais stable en profondeur (Beniston *et al.*, 2014 ; Follett *et al.*, 2005). Ainsi, une fois le carbone stocké dans le sol profond d'un écosystème (prairie permanente, culture, forêt), il peut y persister plusieurs siècles s'il n'y a de changement ni dans l'utilisation du sol, ni dans la végétation. C'est pourquoi, dans le cas de l'élevage, la préservation des stocks de carbone dans les sols passe en particulier par la préservation des prairies permanentes utilisées par les animaux de manière extensive (moins de 1,2 UGB/ha). Les paysages bocagers typiques des régions d'élevage et le sylvopastoralisme agissent également comme des « réservoirs » de carbone (Ademe, 2015 ; Arrouays *et al.*, 2002 ; Pellerin *et al.*, 2013 ; Walter *et al.*, 2003).

La séquestration du carbone dans les sols est un phénomène biologique naturel qui prend aujourd'hui place parmi les options de lutte contre les changements climatiques (Lal, 2004 ; Schlesinger, 1999). Cette séquestration dans le sol pourrait théoriquement compenser les émissions de GES liées aux activités humaines (Balesdent and Arrouays, 1999) et motive l'initiative dite « 4 pour 1000 » prônée par le Plan d'action Lima-Paris

de la Conférence des parties sur le changement climatique, ou COP21 (2015). En effet, l'atmosphère s'enrichit de 8,9 milliards de tonnes de carbone (équivalent carbone des émissions mondiales de GES) chaque année. Or le sol terrestre contient de 1 500 à 2 400 milliards de tonnes de carbone dans les dix premiers centimètres de sol (soit environ trois fois plus de carbone que la biomasse végétale et l'atmosphère). Une augmentation annuelle du stock de carbone de 4 ‰ pourrait ainsi potentiellement contrebalancer les émissions mondiales annuelles de GES. L'idée est que les sols des forêts et des prairies contribuent significativement à cette séquestration.

En zone tempérée, les sols des prairies permanentes stockent environ 60-70 t C/ha (Angers *et al.*, 2011 ; Soussana *et al.*, 2004). Les prairies temporaires (< 5 ans) ont un potentiel de stockage additionnel intermédiaire entre la prairie permanente et une culture annuelle. L'augmentation de la durée de vie d'une prairie accroît le niveau de stockage (Dollé *et al.*, 2013; Kirchmann *et al.*, 2007 ; Pellerin *et al.*, 2013). Les légumineuses prairiales augmentent également le stockage de carbone organique dans le sol comparativement aux couverts de graminées pures (Lüscher *et al.*, 2014).

Au contraire, la conversion des prairies permanentes en terres arables est le premier facteur de diminution de la teneur en carbone des sols en Europe. Ce déstockage intervient plus rapidement que le stockage, durant les deux premières années (Poeplau *et al.*, 2011). L'augmentation du taux d'utilisation de prairies permanentes (prélèvement de biomasse par pâturage ou fauche au-dessus de 1,8 UGB/ha/an ou ~ 10 tMS/ha/an) et leur conversion en prairies temporaires abaissent également la séquestration du carbone et induisent un relargage de carbone (Rogiers *et al.*, 2008). Il existe donc un antagonisme entre intensifier la production animale au pâturage et maximiser la capacité de séquestration du carbone sous prairies (Lemaire, 2012 ; Schipper *et al.*, 2010 ; Soussana and Lemaire, 2014).

2.4.2 Effets de l'élevage sur la qualité de l'air

2.4.2.1 L'émission de particules primaires et secondaires, un problème de santé publique

Les particules fines sont devenues une préoccupation majeure de santé publique car elles provoquent des maladies et inflammations respiratoires. En particulier, des pics de pollution de l'air pouvant intervenir localement ou à certaines périodes de l'année agissent sur la santé des populations.

On distingue les particules primaires directement émises, des particules secondaires qui sont issues de recombinaisons chimiques entre des molécules en suspension, dont en particulier l'ammoniac. L'élevage contribue à un tiers des émissions primaires d'origine agricole en France (CITEPA, 2015), sachant que l'agriculture est le troisième secteur émetteur de particules primaires avec, en 2013, 14 % des émissions des PM₁₀ (EEA, 2015) et 3 % des particules fines (PM_{2,5})²³.

Les élevages de monogastriques sont les principaux émetteurs de particules : la production de volailles émet la moitié des émissions totales de l'élevage et production porcine 30 % (Aarnink and Ellen, 2008 ; Cambra-Lopez *et al.*, 2010). Les particules primaires posent surtout problème à l'intérieur des bâtiments d'élevage, les concentrations y étant jusqu'à 45 fois plus élevées qu'à l'extérieur. Une étude a montré que les prévalences de symptômes asthmatiques et nasaux concernaient près de la moitié du personnel en élevage de volailles (Viegas *et al.*, 2013). Les conséquences sanitaires des particules sur les animaux d'élevage sont similaires à celles des sur les travailleurs.

Par ailleurs, les particules peuvent transporter une grande diversité de molécules et/ou d'organismes vivants dont des bactéries (salmonelles, *E. coli*...) parfois résistantes aux antibiotiques (Chapin *et al.*, 2005), ou des virus comme celui de la fièvre aphteuse (Cambra-Lopez *et al.*, 2010). Enfin, de nombreux composés odorants (comme le sulfure d'hydrogène, responsable de l'odeur d'œuf pourri) sont véhiculés par les particules, et peuvent être responsables de nuisances olfactives à proximité des bâtiments d'élevage (Bottcher, 2001 ; Cambra-Lopez *et al.*, 2010 ; Tan and Zhang, 2004).

L'alimentation des animaux et les déjections animales sont les principales sources génératrices de particules primaires. Un taux d'humidité élevé de l'aliment ou des effluents abaisse leurs émissions. Par exemple, l'aliment sous forme de soupe ou enrichi en lipides comme cela existe en élevage porcin réduit de 10 % à 20 % les

²³ Les matières particulaires (Particulate Matter - PM) sont des particules fines d'un diamètre aérodynamique inférieur à 10 µm pour les PM₁₀ et d'un diamètre inférieur à 2,5 µm pour les PM_{2,5}.

émissions par rapport à une distribution sous forme solide. C'est aussi lorsque les déjections sèchent sur le sol (caillebotis) ou sur une litière (paille, copeaux de bois) que surviennent les émissions de particules. La perte de poils, de plumes ou la desquamation des animaux peuvent également être des sources d'émissions de particules mais leur contribution n'est pas quantifiée.

2.4.2.2 Les élevages sont les principaux émetteurs d'ammoniac dans l'air

L'élevage contribue significativement aux émissions de précurseurs de particules secondaires dans l'atmosphère, en raison des rejets d'ammoniac²⁴. L'ammoniac réagit avec plusieurs composés atmosphériques tels que les oxydes de soufre, les oxydes nitreux ou les composés organiques volatils (Peyraud *et al.*, 2012a ; Sutton *et al.*, 2011). En comptant les émissions associées à la production d'aliments pour animaux, l'élevage est la principale source d'émissions d'ammoniac (93 % en Europe selon Eurostat, 2013). Celles-ci contribuent à de multiples impacts : la formation des particules secondaires préjudiciables à la santé humaine, l'acidification des milieux terrestres, aquatiques et aériens et, de manière indirecte, l'eutrophisation, ainsi que l'émission de gaz à effet de serre par nitrification et dénitrification dans les sols.

Tableau 13 : Emissions d'ammoniac pour chaque système de production, exprimées en grammes d'azote contenu dans l'ammoniac par kg de produit, en Union européenne en 2004. Les émissions délocalisées sont incluses dans les calculs. L'écart-type correspond à la variabilité des résultats sur l'ensemble de l'UE. Source : Leip *et al.* (2010)

	Emissions d'ammoniac (g N / kg produit)	Ecart-type	Gestion des effluents %	Pâturage et parcours %	Epandage %	Fertilisation minérale %
viande bovine	74,0	25,0	45%	16%	31%	8%
viande de petits ruminants	35,7	17,1	17%	57%	10%	16%
viande de porc	27,7	6,0	62%	1%	31%	7%
viande de volaille	19,7	4,4	57%	0%	33%	10%
œufs	12,4	4,4	60%	0%	27%	13%
lait de vache	4,4	1,3	49%	8%	37%	7%
lait de petits ruminants	5,7	3,2	17%	50%	13%	19%

Au sein de l'élevage, les bovins sont les principaux responsables des émissions européennes d'ammoniac (avec 56 % des émissions), suivis des porcs (27 %) et des volailles (14 %). Le niveau de volatilisation de l'ammoniac varie selon les produits animaux et entre les régions en raison des différences dans l'alimentation, le logement du cheptel, la gestion des effluents (pH et température) (Tableau 13), ainsi que selon les conditions climatiques de l'épandage. Cette forte variabilité peut également être reliée aux incertitudes associées aux mesures d'émissions gazeuses en conditions de terrain. Réduire les excédents d'apport d'azote dans les rations semble une mesure efficace. L'équilibre entre apports azotés et apports énergétiques dans l'alimentation animale représente le levier principal de réduction des émissions d'ammoniac dans l'air. Pour les porcins et les bovins, l'excès d'apport azoté représente en effet un gain limité de production mais accroît de façon importante les rejets d'azote par les urines (Peyraud *et al.*, 2012a ; Portejoie *et al.*, 2004). Ainsi, l'étude en élevage porcin de Portejoie *et al.* révèle une réduction des émissions de 63 % lorsque la teneur en protéines de la ration passe de 20 % à 12 %, avec des performances de production identiques. Dans les systèmes avicoles, les efforts de recherche sont surtout concentrés sur la maîtrise des émissions en bâtiment car une réduction importante des apports azotés a davantage un effet négatif sur les performances (moindre gain de poids).

2.4.3 Effets de l'élevage sur la qualité de l'eau

Les effluents d'élevage transfèrent des nutriments vers l'hydrosphère, qui peuvent générer des pollutions. En Europe, un accent particulier a été mis sur le suivi et la réduction de cette charge en nutriments à cause de leurs effets sur les écosystèmes aquatiques, mais aussi parce qu'ils tracent potentiellement la présence d'autres polluants associés à l'élevage, comme les résidus de pesticides et produits vétérinaires, ou certains métaux lourds. L'enrichissement de l'eau en azote (N) et phosphore (P) contribue à l'eutrophisation des lacs, des rivières

²⁴ D'autres précurseurs (SO_x, NO_x, COVNM) sont bien sûr émis hors secteur agricole mais l'allocation des effets à tel ou tel secteur est complexe et n'apparaît pas dans la littérature étudiée.

et des mers, ainsi qu'à la détérioration de la qualité de l'eau pour son usage récréatif ou industriel, et à la hausse des coûts d'assainissement pour la production d'eau potable (Smith, 2009). Les impacts sont plus ou moins forts selon la sensibilité des milieux récepteurs. Dans les pays industrialisés, la majorité des études sur les flux de nutriments a montré que l'agriculture est la première source de nutriments dans les eaux de surface. Elle représente environ 60 % des fuites en azote (dont la moitié revient à l'élevage) et environ 30 % des fuites en phosphore vers les milieux aquatiques.

La capacité des animaux à valoriser les ressources alimentaires, et donc à limiter les pertes par excrétion, est le facteur majeur d'amélioration du bilan de nutriments à l'échelle de l'exploitation. Les indices de consommation des élevages européens étant parmi les plus bas du monde, ce levier d'action apparaît déjà relativement optimisé. En revanche, la gestion des effluents et leur épandage offrent des marges de manœuvre plus grandes, les écarts observés sur les pertes entre exploitations sont importants, et des innovations techniques et organisationnelles déjà identifiées. Enfin, favoriser des systèmes d'élevage avec un chargement plus faible, permettant de recoupler les cycles des nutriments et de diminuer la fertilisation minérale, est une voie d'amélioration à l'échelle territoriale. Au niveau d'un territoire, c'est le chargement à l'hectare qui est le principal facteur explicatif du potentiel d'eutrophisation (Figure 15). L'application répétée d'effluents d'élevage sur les terres cultivées basée sur les besoins en azote des plantes, favorise en particulier l'accumulation de phosphore dans les sols, en raison d'un rapport moyen azote sur phosphore moyen des effluents (4:1 à 5:1) inférieur à celui des cultures (6:1 à 8:1). Les systèmes d'élevage de ruminants ayant un fort taux de prairies pâturées et un chargement faible à modéré permettent de remobiliser davantage les nutriments des effluents car le sol est couvert en continu. Les conditions pédoclimatiques influent également, les transferts de composés phosphorés vers l'eau se faisant surtout par érosion et ruissellement, tandis que les transferts d'azote se font davantage par ruissellement et lixiviation. Elles expliquent les variations importantes de concentration en nutriments des cours d'eau dans les bassins versants ayant des apports azotés et phosphorés similaires.

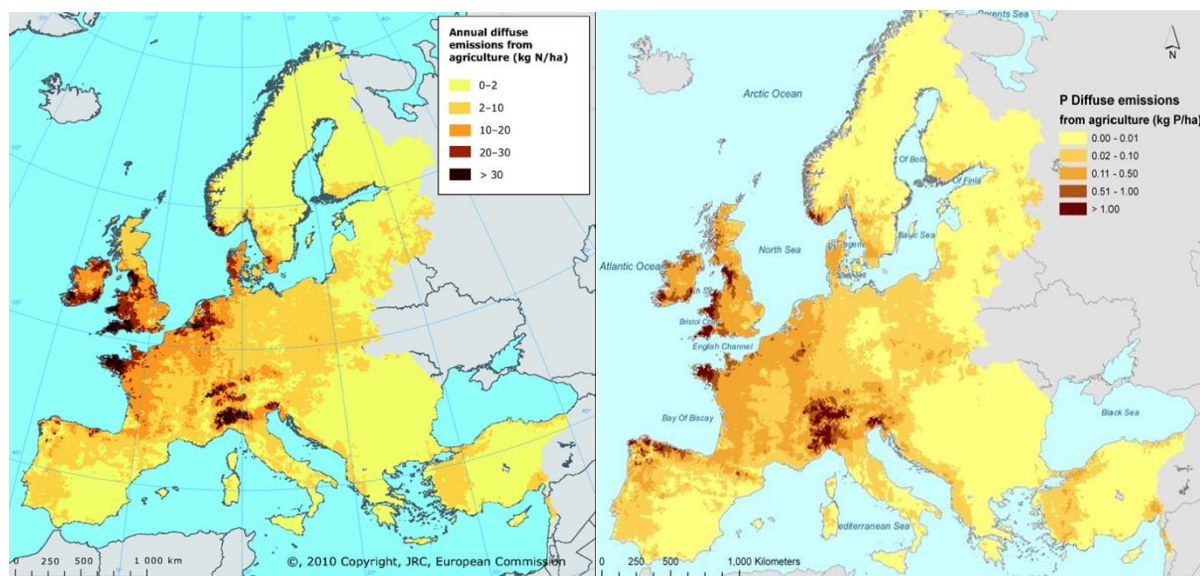


Figure 15. Emissions annuelles diffuses d'azote (gauche) et de phosphore (droite) d'origine agricole en eau douce (kg N (P) / ha de surface totale) en 2000. Source : Bouraoui *et al.* (2009)

2.4.4 Effets de l'élevage sur la qualité des sols

Entre 2000 et 2010, de nombreuses synthèses scientifiques et institutionnelles (FAO) ont dressé le panorama des impacts de l'agriculture sur les sols, abordant parfois spécifiquement l'élevage, la polyculture-élevage ou le pâturage (e.g. Bilotta *et al.*, 2007 ; Cuttle, 2008 ; Gerber *et al.*, 2013 ; Janzen, 2011 ; Jérôme *et al.*, 2013 ; JRC, 2012 ; Soussana and Lemaire, 2014). Ces revues de littérature étudient la composition en azote et phosphore des effluents du fait, d'une part, des risques de pollution liés à leur présence en excès dans des zones de haute densité animale et, d'autre part, du stockage/déstockage de carbone en lien avec la problématique du changement climatique. Certaines études pointent notamment le découplage entre cycles de l'azote et du

carbone dans les territoires à haute densité animale, et suggèrent des options comme la polyculture-élevage pour les reconnecter.

Les questions de l'usage des sols et du stockage de carbone étant traitées par ailleurs, cette section se centre sur la qualité physico-chimique des sols et sur leur fonctionnement biologique. En premier lieu, l'élevage repose sur une diversité de modes d'utilisation du sol (cultures, prairies fauchées, pâturages, parcours) et oriente les pratiques agricoles qui y sont mises en place. L'épandage d'effluents ou les déjections au pâturage apportent de la matière organique, en particulier du carbone, des nutriments, mais aussi des contaminants. La matière organique du sol est un indicateur-clé de la qualité des sols en raison de son influence sur ses caractéristiques chimiques (teneur en minéraux, pH), physiques (rétention d'eau, porosité...) et biologiques (microfaune et micro-organismes).

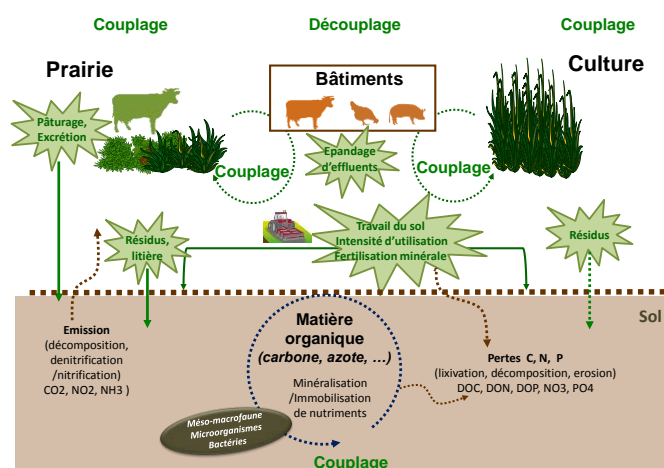


Figure 16 : Schéma de synthèse des impacts de l'élevage sur la qualité des sols. Source : auteurs de l'ESCO

2.4.4.1 Des effets positifs directs et indirects qui dépendent des niveaux de chargement et d'intensification des surfaces

Les prairies, surtout lorsqu'elles sont permanentes, améliorent la structure physique et la biodiversité des sols. Lorsque les animaux pâturent, on considère communément que 25 à 40 % de la biomasse ingérée retourne à la parcelle par les excréments animaux (Mestdagh *et al.*, 2006 ; Senapati *et al.*, 2014 ; Soussana *et al.*, 2004). De manière indirecte, la fertilisation organique stimule l'abondance microbienne (Bonilla *et al.*, 2012 ; Chakraborty *et al.*, 2011 ; Das and Dkhar, 2012) et augmente, sur le long terme, le carbone organique du sol de 90 % par rapport à un sol non fertilisé et de 100 % par rapport à un sol recevant une fertilisation minérale chimique (Diacono and Montemurro, 2010). Au-delà d'un seuil de 1,2 UGB/ha pendant 200 jours sur l'année, la prairie est généralement fertilisée et soumise à de forts régimes de défoliation (qu'elle soit fauchée ou pâturée) ce qui peut provoquer un déstockage net de carbone (Soussana and Lemaire, 2014).

La diversité microbienne varie selon le type d'effluents, le compost étant, quant à lui, très favorable (Poulsen *et al.*, 2013) et le type de couvert, les légumineuses améliorant le stockage de la matière organique (Franzluebbers *et al.*, 2014 ; Lüscher *et al.*, 2014). L'élevage apporte donc de potentiels bénéfices sur la composition physico-chimique des sols. Pour autant, les mécanismes internes au sol reliant la matière organique et le cycle de l'azote sont mal connus, tout comme les impacts de l'élevage sur la vie de la macrofaune et de la microfaune.

Lorsque l'éleveur cherche à accroître l'autonomie de son exploitation en termes d'alimentation animale, la diversification des cultures et l'insertion de légumineuses améliorent la qualité des sols. Cette stratégie aurait un impact plus important que les pratiques de non-labour en permettant une séquestration plus profonde du carbone (de 0 à 60 cm contre 0-30 cm ; Ademe, 2015 ; Meynard *et al.*, 2013). L'effet de l'élevage sur l'érosion est favorable si l'on regarde les prairies et la diversification qu'il induit (Franzluebbers *et al.*, 2014), mais défavorable dès lors qu'on considère les cultures annuelles que consomment les animaux (FAO, 2010).

Plus généralement, les fortes concentrations animales sur un territoire conduisent au relargage, dans l'environnement, des nutriments en excès entraînant un risque majeur de pollution y compris pour les sols. De nombreuses études ont quantifié ces impacts. Les expertises INRA sur les matières fertilisantes et sur les flux d'azote (Houot *et al.*, 2014 ; Peyraud *et al.*, 2012b) ont détaillé ces résultats. Outre le phosphore et l'azote, les

effluents sont également des sources de contamination en éléments traces métalliques (cuivre et zinc), en molécules issues de traitements médicamenteux (voir section 2.5.1) ou phytosanitaires. Ils sont aussi vecteurs d'agents pathogènes ou de parasites. Néanmoins, aucune contamination microbienne liée à des épandages d'effluents d'élevage n'a été identifiée en tant que source d'un problème de santé publique en Europe.

A l'échelle d'une prairie pâturée, les problèmes sont surtout liés au surpâturage et à la compaction du sol du fait de bovins qui piétinent ou de porcs qui fouissent le sol et se vautrent. Ce risque a été bien étudié (Flores *et al.*, 2007 ; Bell *et al.*, 2011 ; Cecagno *et al.*, 2016 ; Tracy and Zhang, 2008), mais ses impacts sur la structure du sol ne sont pas encore bien compris.

2.4.5 Effets de l'élevage sur la biodiversité

Globalement, la littérature scientifique situe les enjeux actuels sur la biodiversité agricole entre l'héritage de la modernisation agricole, laquelle a consisté à s'affranchir de la biodiversité, et la montée en puissance de l'agroécologie qui, elle, les considère comme des atouts plutôt que des contraintes. Dans cette section, l'analyse bibliographique s'est focalisée, d'une part, sur la diversité des animaux d'élevage et, d'autre part sur les relations entre la biodiversité sauvage et l'élevage associé au rôle singulier des prairies. On s'est également limité aux effets les plus spécifiques et relativement directs, sans considérer les effets en cascade, opérant *via* le réchauffement climatique ou la pollution des eaux, bien que ces effets indirects soient vraisemblablement importants (FAO *et al.*, 2006 ; Portejoie *et al.*, 2002).

2.4.5.1 Evolution et gestion de la diversité génétique des cheptels

La diversité génétique au sein des espèces animales domestiques et les "ressources génétiques" qu'elles constituent sont appréhendées depuis le XIX^e siècle en termes de races. C'est à partir de ce moment que les éleveurs d'Europe ont orienté leurs populations animales vers un idéal de la "race pure" (lignées ou souches pour les volailles et les porcs). Aujourd'hui, quelques races spécialisées ayant de grands effectifs et une large aire de diffusion prédominent. Leurs bases génétiques très étroites limitent le potentiel d'adaptation. C'est sans doute chez les bovins laitiers que la variabilité intra-population a le plus rapidement fortement décliné. Des races locales se sont maintenues là où les conditions étaient peu favorables à l'intensification ou au contraire favorables à des productions à haute valeur ajoutée. Depuis la Convention sur la diversité biologique (CDB) de Rio en 1992, le contexte institutionnel et politique est plus favorable à la biodiversité domestique. En France, 132 races sont concernées par des programmes de conservation et, depuis 1999, une cryobanque nationale conserve le matériel génétique des espèces d'élevage. Une mesure agro-environnementale de la PAC soutient les éleveurs détenant des animaux de races menacées d'abandon. Mais leur maintien dépend surtout de leur utilité sociale et de leur insertion dans des filières économiques. La préservation de la diversité intra-population, dont l'érosion est moins perceptible, est plus récente. En France, un observatoire de la variabilité génétique des ruminants et des équidés a été créé en 2015. La littérature théorique abonde sur de nouvelles méthodes de sélection permettant de concilier progrès génétique et préservation de la variabilité intra-population, mais les applications pratiques sont encore peu nombreuses.

La diversité génétique est une composante des capacités d'adaptation aux évolutions des conditions d'élevage : résistance (ou tolérance) aux maladies et aux effets des changements climatiques bien sûr, mais possiblement aussi à une moindre présence de l'éleveur ou à une alimentation moins riche. Les aptitudes génétiques des races dites rustiques sont revalorisées parce qu'associées aux contraintes naturelles de certains milieux sans toutefois être ni bien définies, ni bien prises en compte dans les programmes de sélection (ex : aptitude au débroussaillage). En effet, si les outils de la génomique permettent de mieux caractériser les atouts des races locales, leur utilisation se heurte à la difficulté de définir les fonctions et aptitudes recherchées.

2.4.5.2 Effets sur la biodiversité prairiale

Depuis les plaines des façades maritimes où elles cohabitent avec les cultures annuelles, aux montagnes humides des Alpes, Massif central ou Pyrénées, jusqu'aux reliefs d'Europe continentale, des steppes nordiques aux landes sèches méditerranéennes, les pâtures sont très diverses et présentes partout en Europe. Plusieurs synthèses récentes font le point sur la biodiversité des prairies, mais couvrent inégalement les différents groupes taxonomiques (Gaujour *et al.*, 2012 ; Scohier and Dumont, 2012 ; Sabatier, 2015). Il est acquis qu'elles sont le support d'une biodiversité tant floristique que faunistique à l'échelle de la parcelle et qu'elles augmentent

également la richesse en habitats des paysages agricoles et sylvopastoraux. De ce fait, elles influent positivement sur la biodiversité à l'échelle du territoire.

Un premier pan de la littérature s'intéresse à la richesse floristique des prairies et à la structure de la végétation (hauteur, hétérogénéité, dynamique saisonnière). Il conclut que : 1) le pâturage augmente l'hétérogénéité du couvert végétal, avec des variations selon les espèces animales (ovins moins que les bovins et équins), la saison, le chargement animal et la conduite du pâturage ; 2) la fauche conduit à des couverts plus homogènes, mais l'impact dépend beaucoup de la fréquence et de la date de fauche par rapport à la floraison ; 3) une hausse de fertilisation associée à une hausse du chargement diminue généralement la richesse spécifique de la prairie car seules les espèces les plus compétitives et les plus tolérantes au pâturage se maintiennent.

Du côté de la faune, la richesse spécifique des communautés d'arthropodes a été particulièrement étudiée : elle est favorisée par un pâturage à faible niveau de chargement. Comme pour la flore, la variation de richesse spécifique des communautés d'arthropodes ne reflète cependant que partiellement les variations de leur composition observée le long d'un gradient d'intensification. L'association de plusieurs espèces animales sur les parcelles pâturées a été peu étudiée. Les travaux disponibles mettent néanmoins en avant les atouts du pâturage « mixte ». Il permet : une meilleure exploitation de la ressource fourragère, les espèces ayant des comportements et des préférences alimentaires différentes et complémentaires ; une dilution de la charge parasitaire (le mélange au pâturage d'ovins et de bovins augmente ainsi la production) ; une moindre vulnérabilité aux aléas. Les risques associés au pâturage mixte sont peu étudiés.

Un deuxième pan de la littérature est dévolu au rôle des prairies dans les paysages. Dans le sylvopastoralisme de montagne, les prairies semi-naturelles présentent une plus grande biodiversité végétale et animale que les formations boisées et arbustives, et le pâturage permet de contrôler l'embroussaillage (Koch *et al.*, 2013). Dans les paysages de polyculture-élevage, l'hétérogénéité des habitats a un effet positif sur la biodiversité : la présence de prairies semi-naturelles et temporaires, même monospécifiques, assure une continuité sur l'année des ressources alimentaires pour la faune. En Europe, beaucoup de systèmes agricoles à haute valeur naturelle (*High Nature Value Farming*) sont reconnus comme tels grâce aux habitats prairiaux.

Enfin, plusieurs études montrent que la diversité au sein d'un paysage dépend plus de la variabilité inter-parcelle que de la diversité intra-parcelle (Teillard *et al.*, 2014). La combinaison entre des prairies extensives et d'autres plus intensives accroît donc la biodiversité à l'échelle du paysage, ainsi que la protection d'espèces rares. Cette logique a été appliquée, avec des résultats positifs, par le programme agroenvironnemental suisse. Ce compromis semble notamment plus efficace qu'un niveau intermédiaire et uniforme d'intensification, et il est source de flexibilité pour la gestion des systèmes d'élevage. Toutefois, les études disponibles ne quantifient pas les avantages et inconvénients des différentes combinaisons de niveaux d'intensité d'utilisation, ni pour les différents taxons, ni pour les différents types de production. De même, si les effets du bocage sont étudiés, ceux des murs de pierres sèches ou des bâtiments d'élevage le sont plus rarement. Or leur rôle peut être crucial pour certains taxons.

2.4.5.3 Effets de la biodiversité sur la production de fourrages et sur la qualité nutritionnelle des produits

La très forte régression des prairies permanentes et l'intensification des prairies temporaires ont globalement diminué la diversité végétale utilisée par l'élevage. Même si le catalogue des variétés fourragères cultivées reste plutôt riche, la diversité spécifique a, quant à elle, fortement chuté : moins d'une dizaine d'espèces de graminées (ray-grass anglais et d'Italie, fétuque élevée, dactyle...) et de légumineuses (trèfles, luzerne) sont cultivées et souvent en parcelles monospécifiques pour simplifier leur gestion. Pourtant, les essais expérimentaux montrent les effets positifs des mélanges entre espèces fourragères (incluant des légumineuses) sur la production et sa résilience face aux aléas climatiques, que ce soit dans les systèmes d'élevage extensifs ou intensifs. L'interprétation de cette relation positive est toutefois discutée. Pour certains, elle s'explique par des interactions positives entre espèces et par les complémentarités dans les ressources utilisées ou dans leur capture spatiale ou temporelle ; pour d'autres, l'augmentation (expérimentale) du nombre d'espèces dans le mélange augmente la probabilité que des espèces localement plus productives ou des espèces facilitantes comme les légumineuses soient présentes. La fixation d'azote par les légumineuses est l'atout majeur de leur mélange aux graminées.

La composition botanique des prairies joue également sur les performances zootechniques : elle influence la quantité ingérée par les animaux et la valeur nutritive (valeurs énergétique et azotée, minéraux, digestibilité...) et

sanitaires de l'herbe. Il est ainsi bien établi que les légumineuses favorisent l'ingestion par rapport à des graminées pures et ralentissent le déclin de la qualité nutritionnelle lié au vieillissement du fourrage. Certaines dicotylédones riches en composés caroténoïdes ou en tanins ont en outre un effet bénéfique sur la santé animale. La littérature analysée souligne certaines influences de la composition floristique des prairies sur la qualité de la viande et des produits laitiers. Par exemple, les légumineuses riches en tanins augmentent la teneur en acides gras oméga 3 à longues chaînes de la viande ovine et bovine. Ce sujet fait cependant débat car beaucoup d'autres facteurs entrent en jeu.

2.4.5.4 Difficile cohabitation de l'élevage avec les grands prédateurs

La prédation par le loup est l'effet négatif de la biodiversité sur l'élevage le plus documenté en France. Elle a suscité des prises de position militantes et des controverses houleuses dans la communauté scientifique comme dans la société (Skogen *et al.*, 2008). Les débats ont notamment porté sur la quantification des attaques de loup et sur l'efficacité des mesures de protection (chiens, parcs). Ces mesures limitent le nombre d'attaques mais ne les évitent pas totalement (Garde, 2012 ; Salvatori and Mertens, 2012). Leur mise en place impose, par ailleurs, de reconfigurer le système d'élevage : le confinement des animaux dans des parcs de nuit entraîne, par exemple, un surpâturage local et l'abandon des zones les plus éloignées. Pour les bergers, la prédation se traduit par une surcharge de travail (estimée à plusieurs heures par jour en estive) et par une souffrance psychologique associée au risque de survenue des attaques et au constat des dégâts suite à ces attaques (Vincent, 2011).

2.4.6 Logique de la régulation des effets environnementaux dus à l'élevage

La régulation par les politiques publiques des effets environnementaux de l'élevage repose sur le droit de l'environnement européen et la Politique agricole commune. De par son budget et son poids politique, la PAC est de loin la première politique environnementale européenne. Son volet environnemental est majoritairement réglementaire, mais fait aussi l'objet d'incitations économiques avec le « deuxième pilier » (Développement rural et mesures agro-environnementales et climatiques, les MAE-C).

Concernant l'élevage, le droit suit une logique duale envers l'environnement avec, d'un côté, un volet unilatéral et contraignant destiné à lutter contre les pollutions et nuisances de l'élevage intensif et, de l'autre, un droit incitatif et volontaire visant à encourager les actions bénéfiques de l'homme et, donc, de son activité d'élevage sur l'environnement.

2.4.6.1 Le droit s'est saisi « prudemment » des conséquences de l'intensification

D'un point de vue juridique, l'« élevage intensif » désigne les élevages détenant un nombre d'animaux au-delà d'un seuil défini par espèce. Jusqu'en 2010, il ne concernait que les volailles (> 40 000 emplacements) et les porcs (> 2 000 emplacements ou 750 truies). Depuis, les élevages bovins sont inclus, suivant en cela les débats suscités par des fermes-usines laitières et de veaux en France ou en Allemagne, notamment. L'encadrement des élevages intensifs passe principalement par la directive 2010/75/UE relative aux émissions industrielles. Elle exige une procédure d'autorisation reposant sur une évaluation environnementale des sources potentielles de pollution de l'air, de l'eau ou du sol. Sans avoir connaissance du nombre actuel d'exploitations concernées, un document de 2005 de la Commission européenne estimait que 12 % des élevages bovins laitiers et près de 23 % des autres élevages de bovins nécessiteraient une autorisation, ce qui ferait, pour la première fois, entrer plus de 400 000 exploitations agricoles dans le champ d'application de cette directive²⁵.

Si les atteintes à la qualité de l'air et de l'eau sont largement imputables à la concentration des élevages, le fait que la charge polluante des activités soit fondée sur le seul critère de la concentration animale, conduit la réglementation à ne pas appréhender toutes les dimensions de l'intensification des élevages qui, dans la littérature biotechnique, intègrent, par exemple, les conséquences de la composition de l'alimentation du bétail.

S'appuyant sur l'intérêt d'une utilisation prudente des ressources naturelles, plusieurs dispositions juridiques cherchent à inscrire l'intensification de l'élevage dans la « durabilité ». Cette logique s'est traduite notamment par le refus à deux reprises de la Cour de justice de l'Union européenne de qualifier des effluents d'élevage de déchets, leur préférant la qualité de sous-produits (Doussan, 2005 ; Langlais, 2007). Le droit prévoit notamment

²⁵ Nous n'avons pas trouvé de données actualisées

leur utilisation en dehors du lieu de production lorsque les effluents excèdent la capacité de réception du sol localement (plan d'épandage). Il facilite également l'usage de leur potentiel énergétique (directive 2009/28 sur la promotion des énergies renouvelables). Cette conception du devenir des effluents d'élevage fait clairement écho au « Paquet économie circulaire » de la Commission européenne (2015) en cours d'étude par les Etats membres et le Parlement européen. Il est éloquent qu'elle soit aussi au cœur de l'argumentaire environnemental des formes les plus intensives de l'élevage en alliant concentration animale et méthanisation.

Une judiciarisation des projets des fermes-usines, le cas des « 1 000 vaches » en Picardie

En France, les élevages intensifs sont encadrés par le droit des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE). Depuis 2011, la création d'un régime simplifié « d'enregistrement » suscite de fortes inquiétudes car elle offre la possibilité d'ouvrir une installation classée sans étude d'impact, ni enquête publique. Les associations de protection de l'environnement ont ainsi déposé un recours en contentieux concernant la hausse du seuil de 450 à 2 000 places de porcs pour les procédures d'autorisation. Elles estiment qu'« *aujourd'hui plus de 90 % des élevages porcins sont dispensés de ces procédures de base du code de l'environnement* ». Le Conseil d'Etat a rejeté leur requête (17 avril 2015). Dans le cas du projet de la ferme dite « des mille vaches » (soit 1 720 bovins avec les veaux et les génisses), une première enquête publique (2011) a révélé l'opposition des habitants. Depuis, recours et rejets de ces recours se sont enchaînés. Bien qu'avec la nouvelle procédure simplifiée, l'accroissement du cheptel par regroupement d'exploitations n'exigeait pas d'enquête publique, les ministères en charge de l'agriculture et de l'écologie ont demandé une enquête publique à deux reprises (passage de 300 à 500 en 2014, puis de 500 à 800 en 2016) au motif que l'agrandissement entraînerait des augmentations substantielles de sources de pollutions liées à la quantité d'effluents, aux odeurs du fait du stockage des effluents et du trafic routier supplémentaire.

2.4.6.2 La régulation des impacts vus sous l'angle des écosystèmes

Les impacts environnementaux de l'élevage sont aussi juridiquement considérés sous l'angle de la « réceptivité » de l'écosystème.

2.4.6.2.1 Les mesures de régulation des impacts locaux

Parmi les impacts locaux, la pollution de l'eau occupe une place centrale au travers de la directive « Nitrates » (1991), intégrée depuis 2000 dans la directive cadre sur l'eau (2000/60/CE). Celle-ci exige un zonage des territoires vulnérables, associé à des mesures de gestion de la fertilisation et de stockage des effluents. L'application de cette directive suscite des contentieux récurrents entre la Commission européenne et de nombreux Etats membres, dont la France, l'Allemagne et le Luxembourg. La répétition des litiges pour mauvaise transposition de la directive ne relève pas d'un "acharnement" de la Commission mais traduit une progression des exigences, sans pour autant dédouaner les manquements des politiques nationales, en France notamment. En effet, la multiplication des instruments économiques et/ou volontaires adjoints à la mise en œuvre des normes européennes ainsi que l'inefficacité de certains d'entre eux ont été régulièrement dénoncées tant par des associations que par des évaluations scientifiques ou administratives.

Les évaluations économiques ont notamment souligné que le coût de la mise en œuvre de la directive « Nitrates » était hétérogène et inéquitable entre bassins versants et entre exploitations d'un même bassin. Plusieurs pays ont cherché à réduire les écarts entre les coûts d'abattement des éleveurs (c'est-à-dire la charge que supporte une entreprise pour réduire la pollution qu'elle a elle-même générée ou continue de créer). C'est le cas notamment des Pays-Bas qui ont mis en place des comptabilités azote et phosphore à l'échelle des exploitations et adopté des pénalités pour tout dépassement de normes différenciées selon la vulnérabilité des zones. Dans les zones néerlandaises les plus denses et les plus vulnérables, les coûts se sont avérés trop élevés pour beaucoup d'éleveurs, l'Etat a alors dû prendre en charge socialement leur cessation d'activité. Le Danemark a fait le choix d'imposer un lien au sol en propriété, sans restreindre la taille des exploitations. En conséquence, le prix de la terre s'est envolé, les restructurations finançant en quelque sorte les cessations d'activité. Dans les deux pays, les élevages ont connu des relocalisations de la production (y compris hors du pays) en réponse aux contraintes différenciées des milieux. De manière contrastée, les politiques appliquées en France et en Catalogne ne favorisent pas cette égalisation des coûts d'abattement et ont orienté les choix des éleveurs vers des techniques de résorption : le transfert des effluents vers des exploitations de grandes cultures en Catalogne, le traitement des effluents dans les plus grands élevages des zones en excédents structurels en France. Parmi les autres pistes explorées, Segerson (1988) a, par exemple, proposé une « taxe ambiante » définie en fonction du niveau de pollution ambiante observé et de l'objectif environnemental à atteindre.

(Segerson, 1988). Des études récentes menées en économie expérimentale ont donné des résultats encourageants (Suter and Vossler, 2014), la « taxe ambiante » semblant motiver les agriculteurs à acquérir des connaissances sur le niveau des pollutions issues de leur exploitation, information à laquelle le régulateur public n'a pas toujours accès.

De manière générale, les MAE-Climat visent à réduire les pollutions diffuses locales. Mais, se fondant sur une base volontaire et s'éloignant du principe pollueur-payeur, elles ne sont pas toujours efficaces (Bonnieux *et al.*, 2006 ; Peyraud *et al.*, 2014a) car elles ne touchent pas forcément les élevages faisant le plus courir de risques de pollutions et n'obligent pas à une cohérence spatiale (Chabé-Ferret *et al.*, 2013).

Les autres impacts environnementaux localisés sont saisis de façon inégale par le droit européen. La dégradation des sols (érosion, tassement, contaminations par des métaux lourds ou des pathogènes associés aux effluents) peine à être prise en charge politiquement : le projet de directive cadre « sol » proposée par la Commission en 2006 a ainsi été retiré en 2014. Les nuisances olfactives restent, elles, une source récurrente de conflits de voisinage, aggravée par la pression urbaine (Jeanneaux and Perrier-Cornet, 2008 ; Kirat and Melot, 2006).

2.4.6.2 Régulation des émissions délocalisées par l'aide publique au développement et l'étiquetage

On a vu qu'il existe des marges pour la réduction des émissions de GES dans les élevages européens et l'atténuation par la séquestration du carbone. L'intégration de l'agriculture dans la politique du climat permettrait aux Etats membres de l'UE d'atteindre leurs objectifs d'atténuation à un moindre coût global. Cependant, l'effet d'une telle politique au niveau mondial comporte un risque si elle conduit à réduire la production animale européenne, qui est relativement moins émettrice de GES par kilo produit que la production mondiale, en deçà de la consommation européenne qui serait alors satisfaite par des importations plus émettrices.

C'est pourquoi, une régulation des émissions de la production européenne doit être complétée par une maîtrise des émissions délocalisées dues aux échanges de produits animaux et d'intrants. Les marges de manœuvre sont limitées. Une étude montre que l'aide publique au développement, qui suppose une connaissance des émissions, peut se révéler efficace si elle cible les systèmes les plus émetteurs (Mottet *et al.*, 2016). Une voie complémentaire est l'étiquetage des émissions sur les produits de consommation issus de l'élevage. Cette méthode repose toutefois sur des calculs d'émission s'appuyant sur des hypothèses d'allocation, de type ACV, qui peuvent rapidement devenir obsolètes du fait de l'évolution des filières ou de chocs de prix.

2.4.6.3 Les impacts globaux concernent le changement climatique et la biodiversité

Les émissions de GES provenant des élevages ne sont pas intégrées dans le système de quotas du protocole de Kyoto (marché EU ETS²⁶) mais cela n'exclut pas des exigences de réduction au titre du protocole de Göteborg (1999, directive NEC 2001/81/CE) et du Paquet énergie climat (directive 2009/29). La Commission européenne estime en effet nécessaire d'étendre le champ d'application des objectifs de réduction des GES « à toutes les formes d'émission avec une prise en compte des émissions des transports aériens, des transports maritimes et des sources naturelles provenant des terres cultivées, en particulier en ce qui concerne les oxydes d'azote et les particules »²⁷. Bien que cette option soit suggérée par la Commission, le méthane n'intégrerait cependant pas la liste des polluants concernés.

Pourtant, les systèmes d'élevage et les exploitations d'un même type d'élevage ont des niveaux d'émissions de GES très variables. Les coûts d'abattement de ces émissions sont également très hétérogènes (Samson *et al.*, 2012), certaines mesures peuvent même ne rien coûter, voire réduire les coûts comme le conclut une étude française récente (Pellerin *et al.*, 2015). Certaines marges de progrès sont donc inexploitées. Une aide couplée à la tête de bétail, comme la Prime de maintien du troupeau de vaches allaitantes, fournissait presque exactement l'incitation inverse.

Une autre solution préconisée est de faire usage des prairies comme puits de carbone. Cette approche relève néanmoins davantage d'une conception compensatrice que réductrice des émissions de GES. Les Etats-Unis

²⁶ The European Union Emissions Trading System : Système d'échange de quotas d'émissions de l'UE (SEQUE-UE)

²⁷ Proposition de directive du Parlement européen et du Conseil modifiant la directive 2003/35/CE, COM (2013) 920 ; citation de *Europolitics*, 25 mars 2015, n° 5058, p. 6.

l'ont testé dans le marché du carbone « Chicago Climate Exchange » entre 2003 à 2010. La séquestration du carbone dans les sols agricoles représentait près de la moitié des échanges de crédit des agriculteurs, à côté de la destruction du méthane des effluents animaux et de la conversion des terres arables en prairies ou forêt (Ribaud et al., 2010).

Récompenser financièrement le stockage de carbone dans les sols et dans les éléments boisés (haies y compris) pose une difficulté de mesure et de suivi de la quantité stockée. Et pour avoir un sens, un tel système doit aussi être accompagné de l'obligation d'achat de crédit carbone lors d'un éventuel déstockage afin d'augmenter les coûts d'arasement des haies, de coupes forestières ou de retournement de prairies permanentes. L'alternative, qui revient régulièrement à l'agenda, est celle d'une taxe européenne sur les engrais et/ou sur les animaux.

En outre, cette perspective de séquestration du carbone dans les sols pourrait concerner davantage la forêt que les prairies. En France, c'est principalement l'afforestation qui a permis d'atténuer de 60 % les émissions du secteur « agriculture-forêt-autres usages des terres » (acronyme anglais *Afolu*). Les conversions vers les prairies n'ont, quant à elles, atténué que d'un tiers l'effet négatif des conversions vers les cultures. Il n'a d'ailleurs pas été possible de mettre en évidence l'effet protecteur de la prime à l'herbe sur la surface en prairies (Desjeux et al., 2015). L'introduction du maintien de la prairie permanente dans la conditionnalité des aides depuis la réforme de la PAC de 2013 constitue une incitation plus forte, mais elle n'est pas optimale en termes d'abattement d'émissions de GES car elle ne tient pas compte de la quantité de carbone susceptible d'être déstockée.

Quant à la biodiversité, elle a un caractère à la fois local et global. Sa préservation est plus récemment considérée dans sa globalité²⁸. Le droit la considère, pour l'heure, seulement au travers d'enjeux locaux : il peut être incitatif pour encourager, par exemple, la préservation des races locales (l'article 7-2, règlement délégué UE n°807/2014) ou bien contraignant quand il s'agit d'encadrer les activités d'élevage dans les zones Natura 2000 pour préserver la biodiversité sauvage remarquable.

2.4.6.3 Le soutien aux pratiques extensives et agrobiologiques

Le lien entre l'élevage extensif et la protection de l'environnement a été appréhendé de manière plus ou moins explicite dans la PAC. Sa prise en compte a été tout d'abord ciblée, puis s'est diluée dans des objectifs environnementaux plus larges. En effet, les objectifs environnementaux de la PAC sont généralement inscrits dans une perspective socio-économique. La réforme de 1992 avait introduit une aide aux élevages de bovins à viande qui visait à maintenir la production extensive des exploitations herbagères. Son objectif environnemental est devenu explicite en 2003 avec la mise en œuvre de la conditionnalité des aides. Le passage des aides directes à un Droit à paiement unique (DPU, 2005) a mis fin à cette mesure au profit de la condition du maintien d'un ratio de prairies permanentes par rapport à la surface agricole régionale. Dans le cadre du deuxième pilier de la PAC, mais selon des transpositions nationales variées, les mesures agro-environnementales et climatiques ont une vocation environnementale plus directe tout en visant souvent des pratiques ayant une dimension économique : les systèmes fourragers plus économes en intrants, la fabrication d'aliments à la ferme pour les monogastriques, etc.

Le fonds européen de financement du développement rural, le Feader, avait en 2009 établi un lien entre l'élevage extensif et le changement climatique (règlement aujourd'hui abrogé). Depuis 2014, il appréhende de manière élargie le soutien à l'extensification de l'élevage en y incluant les races locales menacées d'abandon et la protection du paysage. Ces mesures ciblent souvent les zones défavorisées de montagne. Le soutien au pastoralisme est ainsi justifié par le maintien d'une activité d'élevage en montagne. Les indemnités compensatoires de handicaps naturels, les aides du second pilier de la PAC et le Feader visent de fait à rendre viable le pastoralisme.

S'agissant de l'agriculture biologique, les producteurs peuvent faire appel à deux types d'aides : (1) les aides à la conversion, versées pendant 5 ans et (2) les « aides au maintien », pour les fermes déjà sous label AB. Les aides sont gérées régionalement et donc diversement selon l'enveloppe financière disponible et le nombre de demandeurs. Elles sont allouées par hectare en fonction de l'occupation du sol : cultures, prairies, arboriculture... L'aide est versée au titre d'une compensation économique liée soit à l'adaptation du système quand les produits

²⁸ Proposition de directive du Parlement européen et du Conseil modifiant la directive 2003/35/CE, COM (2013) 920 ; citation de *Europolitics*, 25 mars 2015, n° 5058, p. 6.

ne bénéficient pas encore du label AB pendant la transition, soit du fait d'une productivité plus faible qu'en agriculture conventionnelle, moyen de mettre en avant leur intérêt pour la société.

2.4.7 Conclusion

Cette section a analysé successivement les effets, tant positifs que négatifs, de l'élevage sur l'atmosphère, l'eau, les sols et la biodiversité. Ceux-ci sont très variables entre systèmes d'élevage, au sein d'un même système et d'une échelle à une autre (Schneider *et al.*, 2014). Les différentes catégories d'impacts entretiennent des relations parfois antagoniques entre eux, qui apparaissent clairement dans les travaux aux échelles les plus larges, tandis qu'aux échelles fines des synergies semblent plus faciles à trouver. L'analyse des « grands types d'élevages » ne pousse généralement pas jusqu'à ce grain d'analyse. Par ailleurs, les règles de l'arbitrage à mettre en place pour limiter les effets antagonistes relevant du domaine décisionnel et étant généralement controversées, il semble pertinent d'éviter toute agrégation des résultats obtenus à partir des analyses multicritères. De plus, la quantification des effets environnementaux reste encore incertaine dans de nombreux domaines. Pourtant, une évaluation chiffrée plus robuste des différents flux et de leur plage de variabilité semble nécessaire pour mettre en place des politiques de réduction de l'empreinte environnementale de l'élevage.

2.5 Enjeux sociaux et culturels

2.5.1 Les enjeux sanitaires liés à l'élevage

Signe d'une mondialisation croissante des risques sanitaires, ces dix dernières années ont été marquées par la circulation de nombreux agents infectieux issus du monde animal : l'*Influenza* H1N1 et H5N1, le virus de la fièvre catarrhale, le Chikungunya, Ebola, West Nile, la peste porcine africaine... De nombreux facteurs anthropiques accroissent les risques zoonotiques (Lefrançois and Pineau, 2014). Les institutions internationales (OMS, OIE, FAO) en ont pris la mesure en privilégiant dorénavant une approche globale et préventive de protection de la santé humaine et animale, dénommée « *One World-One Health* ». Celle-ci met en avant l'importance de l'interface homme-animal-écosystème dans l'émergence et l'évolution des agents pathogènes. Trois problématiques sont ici abordées : les maladies zoonotiques, l'antibiorésistance et le devenir dans l'environnement des agents pathogènes et des contaminants contenus dans les effluents d'élevage.

2.5.1.1 Impact des zoonoses

L'impact des zoonoses est sanitaire, économique, environnemental et sociétal. Au niveau mondial, 1/5^e des pertes de production en élevage serait dû aux maladies. Trois quarts des maladies infectieuses émergentes humaines sont zoonotiques (Jones *et al.*, 2008), et 60 % des 1400 agents pathogènes recensés pour les humains le sont aussi pour les animaux. L'Europe est moins affectée que d'autres régions par l'émergence de zoonoses. Il est néanmoins difficile de chiffrer l'impact réel de nombre d'entre elles. En effet, les zoonoses se traduisent souvent par des baisses de production sans manifestations cliniques évocatrices chez les animaux. Les hommes jouent alors le rôle de révélateurs, voire de sentinelles, de l'infection animale.

Selon l'EFSA, en Europe, les zoonoses sont majoritairement contractées par voie alimentaire et sont responsables d'environ 340 000 cas annuels. La salmonellose reste la principale cause de Toxi-infections alimentaires collectives (TIAC), *via* la consommation d'œufs dans la moitié des cas. Son incidence a cependant été réduite de moitié depuis 2008, suite en partie à l'application d'un règlement (2011) fixant un seuil maximal de contamination des denrées. Deux autres affections d'origine alimentaire sont en augmentation : d'une part, la campylobactériose, qui est surtout contractée via la consommation de chair de poulet infectée (+8 % de 2008 à 2014), et d'autre part, la listériose, associée aux préparations au lait cru. Cette dernière est particulièrement grave chez les sujets vulnérables et âgés (2 161 cas dans l'UE en 2014).

2.5.1.1.1 Les agents zoonotiques dans les compartiments de la filière

L'alimentation du bétail est une source d'introduction d'agents pathogènes. La crise européenne de l'ESB a illustré ce risque dans l'alimentation des ruminants, après la modification du procédé de fabrication des farines de viande et d'os, pour en réduire le coût. Cette crise a eu un fort impact sociétal. Ses conséquences en santé publique ont été heureusement plus limitées que les anticipations ne le prédisaient (bilan : 177 victimes en Grande-Bretagne, 27 en France), mais le coût des mesures de gestion sanitaire prises à l'échelle de l'UE a atteint plusieurs milliards d'euros au Royaume-Uni notamment et aussi en Allemagne.

La contamination des animaux, *in situ*, à la ferme, par des aliments souillés, est relativement classique. D'autres contaminations peuvent avoir des impacts majeurs comme dans le cas de certains virus *influenza* (grippe) qui sont zoonotiques, comme la souche grippale H5N1 (émergence en 2003) qui provoque presque 100 % de mortalité des volailles et est hautement pathogène pour l'Homme (58 % de décès en cas d'infection).

La vente et la circulation d'animaux vivants sont tributaires du statut "indemne" des élevages, voire de la région ou du pays. L'investissement consenti pour éradiquer la tuberculose illustre l'enjeu économique associé à ce statut. La France y consacre un budget considérable depuis 1955, et en 2014 par exemple, les crédits dépassaient 17 M€ (Cavalerie *et al.*, 2014) ; au Royaume-Uni, où la maladie a réémergé en 1997, le coût des mesures de police sanitaire s'élève à un milliard de livres pour la décennie en cours (Atkins and Robinson, 2013).

Les risques, aux étapes de fabrication du produit, résultent de la potentielle contamination fécale par des germes zoonotiques, du lait ou des carcasses à l'abattoir ou bien de la contamination croisée des aliments lors de leur transformation. Le non-respect des barèmes thermiques dans le cas du botulisme et la rupture de la chaîne du froid pour divers agents pathogènes, jouent un rôle crucial.

La grande distribution apporte *a priori* des gages de sécurité. Mais s'il y a défaillance, l'impact est fort du fait de la large diffusion des lots incriminés. Toute la filière fromagère canadienne a ainsi été fragilisée en 2008 suite à un épisode de listériose responsable de 38 cas cliniques dont deux décès (Gaulin and Ramsay, 2010). La transformation artisanale et la commercialisation à la ferme ont l'avantage d'exposer peu de consommateurs mais le respect généralisé des bonnes pratiques est difficile à garantir. Enfin, certains modes de consommation sont source de contamination : la viande peu ou pas cuite et certaines salaisons favorisent les infections à *Escherichia coli* entérohémorragiques (ECEH) ou par le virus de l'hépatite E.

2.5.1.1.2 Proximité de la faune sauvage et des élevages

La faune sauvage joue un rôle important dans la circulation d'agents zoonotiques (Billinis, 2013). Les micromammifères, les rongeurs, les chauves-souris, les oiseaux, les sangliers et les ruminants sauvages peuvent héberger, déplacer et transmettre une variété d'agents zoonotiques. Ils constituent aussi des hôtes alternatifs pour des agents zoonotiques habituellement hébergés par des animaux d'élevage. En Grande-Bretagne, le blaireau est ainsi devenu un réservoir de l'agent de la tuberculose bovine. Mais le maintien de la biodiversité de la faune est considéré comme l'un des remparts contre la diffusion des maladies infectieuses, car la diversité limite l'expansion d'une espèce réservoir susceptible de devenir prédominante ; elle limite aussi la pullulation d'arthropodes vecteurs en préservant leurs prédateurs.

Près de la moitié (40 %) des agents pathogènes émergents chez l'homme et l'animal ont une transmission vectorisée. L'aptitude de ces vecteurs à contaminer diverses espèces d'hôtes, le changement climatique et la globalisation des échanges majorent le potentiel d'émergence (Stuchin *et al.*, 2015). Cet effet combiné est illustré par le retour du virus *West Nile* dans le sud de la France de 2000 à 2006, puis en 2015, l'avifaune servant de réservoir au virus transmis par des moustiques.

2.5.1.1.3 Les facteurs de risque liés aux types d'élevage

Les risques sont différents pour les élevages de plein air ou comportant des périodes de pâturage et pour les élevages confinés. Dans le premier cas, les risques « de voisinage » entre élevages sont bien documentés pour la tuberculose : c'est notamment le principal facteur de risque de contamination dans les départements français les plus infectés (plus de 60 %), mais il est nettement plus faible dans les autres départements (17 %). Dans le second cas, c'est l'amplification des phénomènes qui inquiète. L'épisode de fièvre Q survenu entre 2007 et 2010 aux Pays-Bas en élevage de chèvres laitières fut, par exemple, extrême. Les grands effectifs de seulement 300 fermes implantées dans une zone de forte densité humaine ont émis dans l'air de très fortes concentrations de pseudo-spores de *Coxiella burnetii*. S'en est suivi la plus conséquente épidémie jamais documentée de fièvre Q, avec 4 107 cas humains déclarés (Morroy *et al.*, 2015). Enfin, l'attrait pour l'écotourisme, les fermes pédagogiques et le développement de l'élevage de chevaux de loisir en zone périurbaine, ou les micro-élevages en ville créent de nouvelles interfaces homme-animal-environnement et augmentent donc les risques sanitaires potentiels.

2.5.1.2 L'antibiorésistance

Depuis 2010, de nombreux rapports (OMS, Banque mondiale...) ont alerté sur la menace sanitaire et économique que représente l'antibiorésistance liée à l'usage des antibiotiques chez les animaux d'élevage. Cet usage relève clairement de la dynamique « *One Health* » puisque les enjeux de résistances acquises et échangées par les bactéries concernent à la fois les hommes et les animaux, et que la dissémination des résistances est planétaire du fait de l'intensité du commerce et des transports internationaux. Des modélisations globales prévoient de plus une forte croissance des usages d'antimicrobiens en élevage (+67 % entre 2010 et 2030 dans une étude de Van Boeckel *et al.* (2015). Ces usages vont de pair avec l'augmentation de la demande mondiale en denrées animales. Il est établi que des bactéries résistantes à des antibiotiques ou que des gènes de résistance véhiculés par des bactéries circulent entre compartiments animal et humain. Néanmoins, les modalités de ce transfert ainsi que son intensité sont encore imparfaitement renseignées.

Les mésusages des antibiotiques concourent à amplifier et à accélérer les phénomènes de sélection et de diffusion des résistances. Ils sont la cible des campagnes de prévention des résistances. En 2006, la Commission européenne a ainsi interdit l'utilisation des antibiotiques comme additifs alimentaires accélérant la croissance des animaux. Cette pratique existait, depuis 1940, en élevage industriel et reste en vigueur dans plusieurs pays, comme les Etats-Unis.

La problématique de l'antibiorésistance inclut l'environnement. Les flores bactériennes commensales et les flores de l'environnement sont souvent désignées comme les plaques tournantes des risques associés aux antibiotiques (Aarestrup, 2015). En effet, l'exposition des bactéries de l'environnement aux antibiotiques de différentes origines peut favoriser l'émergence et la sélection de résistances. L'impact de l'activité humaine a été démontré. Par exemple, aux Pays-Bas, dans des sols conservés dans une banque d'échantillons, l'abondance des gènes de résistance était 2 à 15 fois plus élevée en 2008 que dans les années 70 (Knapp *et al.*, 2010). Concernant l'élevage, entre 30 et 90 % des antibiotiques administrés aux animaux sont excrétés sans être métabolisés. Les effluents d'élevage sont donc susceptibles de contenir des substances antibiotiques toujours actives qui continuent d'exercer une pression de sélection sur les bactéries des effluents ou du sol. La littérature scientifique ne permet cependant pas d'évaluer la contribution des effluents d'élevage à l'augmentation de l'antibiorésistance des espèces pathogènes de l'homme et des animaux. En effet, des résistances apparaissent aussi dans des contextes naturels où les bactéries sont isolées, où elles sont le fruit du fonctionnement naturel de l'écosystème (grotte par exemple ; Bhullar *et al.*, 2012).

2.5.1.3 Les contaminations résultant de l'épandage des effluents

L'expertise scientifique collective réalisée sur les matières fertilisantes d'origine résiduaire, en France (Houot *et al.*, 2014) a rappelé que les effluents d'élevage contiennent des micro-organismes pathogènes, bactéries, virus et parasites et sont donc des facteurs de risque potentiels pour l'environnement, la santé humaine et la qualité des aliments.

Outre l'antibiorésistance, les risques portent sur la transmission d'agents pathogènes d'un troupeau à l'autre (épandage sur prairies ou cultures fourragères) ou à l'homme (épandage sur des cultures maraîchères). Les effluents peuvent aussi contenir des médicaments, notamment des hormones : des activités oestrogéniques accrues sont ainsi mesurées dans les sols et les eaux de drainage de sols régulièrement amendés avec des fumiers ou lisiers. Ils présentent également des teneurs en éléments traces métalliques (cuivre et zinc) qui apportés en excès dans la ration alimentaire des animaux, se retrouvent en grandes quantités dans les déjections.

Le stockage des déjections ne diminue pas significativement la présence des agents pathogènes. En revanche le compostage, la digestion anaérobie thermophile (méthanisation) et le chaulage sont des traitements efficaces pour réduire la charge potentielle en agents pathogènes. La réduction est cependant difficile à assurer du fait de la très grande variabilité des valeurs de prévalence de ces agents dans les effluents. De plus, la contribution des effluents à la contamination des sols et des eaux est complexe car des agents pathogènes sont présents dans les sols indépendamment des épandages. A ce jour, aucune étude publiée ne fait état d'une maladie animale diffusée par une contamination provenant d'un épandage d'effluents.

La survie des agents pathogènes décroissant au fil du temps, le respect de délais avant remise à l'herbe des animaux ou récolte des cultures constitue un levier d'action important, à court terme, pour limiter la contamination de la chaîne alimentaire. La persistance des germes après épandage sur les sols peut atteindre 6 mois en conditions réelles. Les bactéries ayant des formes de résistance telles que des spores ou les œufs de parasites sont détectés jusqu'à plusieurs années après apport. Des délais de 3 à 8 mois entre l'épandage et la récolte des végétaux sont donc recommandés dans plusieurs études. La contamination des eaux provient, elle, essentiellement du ruissellement de surface qui entraîne les micro-organismes libres ou fixés aux particules. Les transferts vers les eaux sont très variables : ils sont en général plus importants pour les eaux de surface que pour les eaux souterraines.

En conclusion, la maîtrise des risques liés à la santé animale invite à renforcer les connaissances tant dans la gestion sanitaire en élevage que dans les outils de surveillance sans *a priori* des agents pathogènes et/ou de leurs vecteurs, qu'en épidémiologie moléculaire des résistances aux anti-infectieux et enfin dans les transferts organiques et minéraux liés aux épandages d'effluents.

2.5.2 Des enjeux patrimoniaux et culturels liés à l'élevage

L'élevage joue un rôle culturel et patrimonial important en Europe. De fait, il produit des marqueurs identitaires pour les territoires considérés à différentes échelles. La richesse du patrimoine lié aux produits animaux comporte de nombreux aspects, matériels et immatériels. Ce patrimoine tient aux pratiques pastorales, aux savoir-faire et paysages culturels qui y sont liés. Il tient aussi pour beaucoup aux pratiques alimentaires, plats,

produits issus de l'élevage, sans oublier les formes d'artisanat valorisant les produits à des fins alimentaires ou non alimentaires (cuir, laine, corne...).

2.5.2.1 Les produits alimentaires hautement culturels

La richesse du patrimoine alimentaire lié aux produits animaux est une évidence en Europe. La France, l'Italie, les Pays-Bas et les Balkans sont connus pour leurs fromages. Les races à viande, comme la charolaise ou la hereford, ont une renommée internationale ainsi que les charcuteries et les techniques de viande séchée (porc, bœuf, chèvre, renne). Ces produits contribuent au rayonnement de la gastronomie européenne. Les fromages français considérés comme haut-de-gamme motivent l'ouverture de crémeries et fromageries de luxe « à la mode française » dans les métropoles européennes et mondiales (Delfosse, 2017). Les modèles de développement des fromages de terroir ont essaimé en Amérique du Sud et du Nord. L'importance culturelle des produits de l'élevage se retrouve dans la multiplicité des plats auxquels ils sont associés : la pizza, la choucroute, l'œuf au bacon, le steak-frites, la tortilla espagnole... qui illustrent une diversité des cultures alimentaires européennes. Ils s'inscrivent parfois dans des traditions religieuses et festives comme les agneaux et cabris de Pâques dans l'aire méditerranéenne (Ghib, 2013 ; Lacombe, 2015) ; les dindes, chapons, poulardes de Noël...

Certains produits délimitent des frontières culturelles à l'intérieur de l'Europe : le jambon sec ou les produits laitiers au lait de brebis ou de chèvre départagent l'Europe du Nord de l'Europe méditerranéenne et balkanique (Sans and Casabianca, 2008). Quelques-uns sont revendiqués comme des éléments d'identité nationale.

Le rôle culturel des produits alimentaires liés à l'élevage est illustré par l'importance des protections dont ils bénéficient au titre du patrimoine et notamment les appellations d'origine protégées. En effet, les fromages, à l'instar des vins, bénéficient depuis de longues années d'appellations d'origine en France et en Italie ; la reconnaissance de la notion d'origine est reconnue par l'UE depuis 1992 à travers notamment des deux signes AOP et IGP ; une protection de l'origine accompagnée de celle de STG (Spécialité traditionnelle garantie). Près de 600 produits animaux bénéficient désormais de cette protection, dans toute l'Europe. La reconnaissance de régimes alimentaires au titre du patrimoine immatériel touche aussi par ricochet les produits : le régime alimentaire méditerranéen labellisé par l'Unesco met surtout en valeur les végétaux, mais profite aux produits laitiers qui lui sont associés ; de même la patrimonialisation du repas gastronomique des Français, en 2010, renforce l'image des fromages mangés au couteau avant le dessert. L'intérêt pour le patrimoine culturel immatériel valorise les savoir-faire artisanaux liés à la fabrication des aliments (savoirs des charcutiers, crémiers et affineurs pour les fromages par exemple) et permet de reconnaître leur rôle dans les gastronomies locales. Ces savoir-faire sont cependant menacés, leur transmission n'étant pas vraiment assurée. Enfin, la reconnaissance du patrimoine culturel immatériel par l'Unesco a également eu pour effet de sensibiliser les Etats européens ; les acteurs régionaux et locaux inventorient de plus en plus leur patrimoine gastronomique.

2.5.2.2 Des paysages culturels

« L'élevage traditionnel » contribue à la création de paysages reconnus comme culturels. Certains paysages ont une valeur identitaire nationale comme le bocage irlandais, les alpages suisses ou les landes écossaises... La valeur culturelle des paysages a conduit à les protéger. L'Unesco a ainsi labellisé la Laponia en Suède (paysage pastoral des Samis) ou les Grands Causses (Causses et Cévennes, France, 2011). L'exposé des motifs explicite clairement le rôle de l'élevage pastoral dans la construction de l'esthétique de ces paysages, ainsi que d'autres paysages protégés par l'Unesco. D'autres classements nationaux et régionaux peuvent protéger et valoriser des paysages liés à l'élevage, comme l'illustrent certains PNR en France. Des collectivités territoriales cherchent aussi à les maintenir et les protéger, et à les valoriser. En effet, les paysages pastoraux sont de plus en plus attractifs pour une société européenne largement urbanisée. Ils sont facteur d'attractivité territoriale tant pour les habitants permanents que pour les loisirs ou le tourisme.

2.5.2.3 Des traditions surtout pastorales

Outre la production d'aliments, de paysages que l'on peut considérer comme culturels, le pastoralisme en Europe fait l'objet d'autres formes de reconnaissance patrimoniale et d'intérêt sociétal, même si cela ne permet pas toujours de maintenir ces pratiques. En effet, les publications soulignent que l'Europe est un des rares endroits au monde où les pratiques pastorales ne sont pas déclassées, mais au contraire valorisées. Les pratiques de plus en plus reconnues sont notamment les savoirs naturalistes des éleveurs et les liens à l'animal domestique (*Traditionnal ecological knowledge*), sans oublier les fêtes de la transhumance qui se multiplient et rencontrent un

grand succès. Le pastoralisme trouve d'ailleurs de nouvelles justifications dans l'agroécologie car il permet un ajustement entre besoins de troupeaux et ressources fourragères. Mais son maintien se heurte à des difficultés d'équipement, à des conflits d'usages, des contradictions entre politiques environnementales, des contrats de travail précaires.

Parmi les autres contributions de l'élevage au patrimoine culturel européen, l'élevage de taureaux pour les corridas joue non seulement un rôle identitaire dans le Sud-Ouest français, en Camargue, en Espagne, au Portugal, mais aussi économique et contribue à maintenir des paysages spécifiques (Camargue, quelques montagnes d'Andalousie...).

2.5.2.4 Un patrimoine et des modalités de protection parfois controversés

Cette patrimonialisation rencontre néanmoins des critiques. Plusieurs pratiques « traditionnelles » sont décriées au titre du bien-être animal : gavage des oies et des canards, élevage des chapons, corridas et combats d'animaux... Les courses de chevaux sont aussi remises en cause. La mise en scène de certaines pratiques liées à l'élevage peut aussi être qualifiée de folklorisation dans le sens où elles sont figées et ne profitent pas nécessairement aux éleveurs. Les pratiques d'élevage font en effet l'objet de représentations pittoresques qui contribuent au mythe pastoral mais ne coïncident plus toujours avec la réalité des pratiques d'élevage. Les politiques nutritionnelles critiquent également des traditions bouchères ou fromagères trop riches en sel et graisses. Enfin, le foncier est source de conflit entre les droits d'usage collectifs et l'appropriation individuelle : les routes de transhumance en Espagne ont par exemple du mal à se maintenir ; la complémentarité du système d'estive entre « le haut » et « le bas » se fragilise.

D'autres problèmes surgissent : la demande élevée en produits locaux peut amener à des contrefaçons. C'est ce à quoi doivent remédier les protections de type AOP et IGP. Toutefois, elles aussi font l'objet de controverses. Si elles apparaissent comme une protection face à la crise de l'élevage et au déclin des régions rurales, et si les réussites peuvent être localement exceptionnelles (en termes d'emplois et de volume de production), elles n'ont pas toujours les effets attendus. Elles peuvent ne profiter que faiblement aux petites exploitations et entreprises artisanales. Elles apparaissent parfois aussi comme un moyen de normaliser les pratiques et produits. Par ailleurs, une appellation d'origine peut devenir un véritable emblème et éclipser les autres produits locaux. La littérature montre en effet que le modèle du panier de biens est loin de fonctionner partout.

2.5.2.5 Une contribution à la vitalité territoriale

Les enjeux de vitalité sont particulièrement cruciaux pour les territoires ruraux. Depuis les années 1990, la valorisation des produits de terroir est ainsi étroitement liée au développement local. Nées dans les pays du sud de l'Europe (France, Espagne, Italie), les politiques en faveur des terroirs ont gagné les pays anglo-saxons, puis se sont étendues aux pays d'Europe du Nord (où les produits de terroir étaient non seulement peu valorisés, mais avaient disparu) et maintenant aux pays de l'Est et des Balkans. En Norvège, c'est l'Etat lui-même qui a relancé les produits du terroir, alors qu'en France le mouvement est souvent venu (au départ au moins) du « local ». Le système de signes de qualité mis en place par l'UE y a contribué, ainsi que l'intérêt croissant pour les produits de terroir et locaux des consommateurs dont les touristes.

En effet, les produits de terroir ou locaux liés à l'élevage contribuent aux dynamiques territoriales rurales, voire même urbaines. Le tourisme gastronomique ne cesse de se développer et d'être encouragé. L'élevage contribue également aux dynamiques touristiques rurales par l'agritourisme et la valorisation agri-culturelle de l'élevage et de ses produits. Pourtant depuis 1990, peu de références scientifiques abordent les liens entre élevage et agritourisme. L'élevage contribue plus généralement aux activités de loisirs s'exerçant dans l'ensemble des territoires (urbains, ruraux et périurbains). Il s'agit en tout premier lieu de l'élevage de chevaux qui tient une place singulière dans la vitalité des territoires. En effet, le tourisme équestre ne cesse de se développer en Europe, même si une certaine privatisation des chemins ruraux et forestiers pourrait en freiner la pratique. Par ailleurs, l'équitation est un sport prisé (troisième fédération sportive française, le plus grand employeur sportif du Royaume-Uni) et le cheval est le support de paris (courses) qui rapportent des ressources importantes aux Etats.

D'autres voies de diversification de l'élevage connaissent aussi un véritable essor, notamment la production d'énergie via la méthanisation ou la traction animale et la zoothérapie ou « *care farming* ». Depuis les années 2000, les études se multiplient autour des « Green care farms » en Europe du Nord, notamment aux Pays-Bas (Hassink *et al.*, 2013) et au Royaume-Uni (Leck *et al.*, 2014). De nouvelles filières de matériaux d'isolation

thermique (laine) participent aussi à la diversification de l'agriculture. Mais globalement, les recherches scientifiques traitent rarement des activités liées au cuir, peaux, laine et plumes qui pourtant pourraient être réhabilitées par l'attention portée à l'économie circulaire.

L'élevage tient, enfin, une grande place dans les pratiques d'autoconsommation et dans l'économie de semi-subsistance. Celle-ci reste encore non négligeable en Europe. Alors que la proportion des exploitations produisant leur propre alimentation ne dépasse pas 10% en Europe occidentale, elle est de 35 à 70% dans les PECO (Smith and Jehlicka, 2013) et les Balkans. Des auteurs insistent sur la valeur de cette économie d'autosubsistance en termes de qualité alimentaire et environnementale, et surtout en termes de lien social entre les villes et les campagnes. Ils tendent ainsi à réhabiliter ces systèmes qui sont peu reconnus, voire fragilisés par les politiques publiques.

2.5.3 Une convergence des éthiques animale et environnementale

La cause animale n'est pas nouvelle. Un statut moral plus élevé a été conféré aux animaux à la fin du XVIII^e siècle. La capacité à souffrir d'un être déterminant la façon dont on doit le traiter, l'Homme est donc responsable de l'environnement de vie des animaux qui vivent sous sa dépendance et a donc une responsabilité morale vis-à-vis d'eux (Bentham, 1789). Au milieu du XX^e siècle, au Royaume-Uni, puis en Europe et au-delà, une dénonciation des conditions de vie des animaux de ferme émerge parallèlement au développement des systèmes d'élevage intensifs. Cette prise de conscience a abouti à un cadre réglementaire visant à protéger les animaux, ainsi qu'à des démarches qualité intégrant petit à petit des aspects de bien-être animal.

2.5.3.1 L'encadrement juridique du bien-être animal

La protection des animaux est récente dans le droit européen. En 1997, le traité d'Amsterdam ne considère plus les animaux comme des marchandises (c'était le cas dans le Traité de Rome) et leur caractère d'être sensible est affirmé dans le Traité de Lisbonne (2009). Le droit européen est souvent à l'origine de l'évolution, parfois contrainte, des législations nationales européennes qui sont loin d'être uniformes (Falaise, 2013). L'évolution du statut juridique de l'animal suscite des débats passionnés comme en témoignent ceux qui ont eu lieu en France en 2015 (loi n° 2015-177) (Marguénaud, 2015; Seube, 2015). Les législations visent le bien-être des animaux dans l'élevage et aussi pendant leur transport (2005) et l'abattage (2009). Pour le transport, sont encadrés le temps du voyage, la surface au sol, l'accès à la nourriture et à l'eau, les pauses ainsi que les compétences et conditions d'exercice des transporteurs. La législation européenne sur l'abattage date de 1974. Depuis 1988, elle est organisée par une Convention européenne et des règlements additionnels dont le but est d'uniformiser les méthodes visant à limiter les souffrances et le stress des animaux au moment de leur mise à mort. Le droit européen a ainsi conduit à la disparition progressive de systèmes d'étourdissement utilisant le dioxyde de carbone pour les porcins ou les bains d'eau pour les volailles (Falaise, 2012). Régulièrement, cependant, des scandales révèlent la continuité des atteintes aux réglementations (la Grèce a été condamnée par la Cour de Justice de l'UE en 2009). La taille des abattoirs concernés par les récents scandales de maltraitance semble confirmer une lacune de la réglementation, qui les dispense d'un responsable bien-être. Une autre brèche dans le droit est critiquée : la possibilité d'exemption des règles du bien-être dans des cas exceptionnels comme par exemple les pandémies.

2.5.3.2 L'évaluation du bien-être des animaux

Le bien-être animal se définit selon cinq libertés²⁹¹ qui constituent le socle à partir duquel les réglementations ou les cahiers des charges visant à protéger les animaux d'élevage ont été construits. Cette évaluation représente un exercice lourd et on manque de moyens pour une évaluation rapide dans les conditions d'élevage ou d'abattage. Les problèmes les plus souvent rapportés portent sur des maladies liées au fort niveau de production des animaux (troubles locomoteurs, ascites chez les poulets à croissance rapide, mammites et boiteries chez les

²⁹¹) 1) Ne pas souffrir de la faim ou de la soif, grâce à l'accès à de l'eau fraîche et à une nourriture adéquate assurant la bonne santé et la vigueur des animaux ; 2) Ne pas souffrir d'inconfort, en leur fournissant un environnement approprié comportant des abris et une aire de repos confortable ; 3) Ne pas souffrir de douleurs, de blessures ou de maladies, grâce à la prévention ou au diagnostic rapide et au traitement ; 4) Pouvoir exprimer les comportements naturels propres à l'espèce, en leur fournissant un espace suffisant, un environnement approprié aux besoins des animaux, et des contacts avec des congénères ; 5) Ne pas éprouver de peur ou de détresse, en s'assurant que les conditions d'élevage et les pratiques n'induisent pas de souffrances psychiques.

vaches laitières...), les pratiques douloureuses (écorneage, castration, époinçage du bec ou des dents), le confinement et la concentration des animaux qui limitent leur déplacement, accentuent les agressions mutuelles et favorisent les maladies ; la pauvreté de leur habitat qui entraîne l'ennui et des comportements anormaux ; et aussi les manipulations brusques lors des transports et le mauvais étourdissement avant la saignée à l'abattoir. Les atteintes au bien-être causées par de mauvaises conditions de logement peuvent concerner autant l'élevage de poules, que les ateliers porcs, l'élevage de taurillons ou de vaches laitières ; de même les pratiques maltraitantes se rencontrent dans différents systèmes (castration, écorneage, etc.).

Les méthodes d'évaluation du bien-être en élevage font l'objet de controverses. Certains estiment notamment que la façon dont la protection animale s'est construite a donné les moyens de justifier des pratiques d'élevage intensives : les mesures adoptées permettraient de faire admettre, par la société, des systèmes d'élevage industriels. L'outil d'évaluation Welfare Quality®, considéré globalement comme une avancée, est par exemple critiqué car ses indicateurs s'adaptent plus facilement à des conditions en bâtiment qu'à des conditions plus extensives, celles des élevages sur parcours par exemple. La conséquence pourrait être que les élevages intensifs seraient plus facilement labellisés par Welfare Quality®.

2.5.3.3 Peu de labels « bien-être »

Les actions en faveur du bien-être animal combinent généralement différentes mesures agissant sur l'environnement des animaux et le contrôle de leur état physique et mental. Les bonnes pratiques sont peu reconnues par des labels. De manière générale, le bien-être est mieux pris en compte dans le label AB qu'en conventionnel. La Commission européenne avait introduit en 2009 l'idée d'un label « bien-être » sur les produits de consommation, mais il n'a pas encore vu le jour. Certains pays ont développé leurs propres labels. Par exemple : *Freedom food* au Royaume-Uni ou *Beter Leven* aux Pays-Bas, initié par la société néerlandaise de protection des animaux, qui attribue une, deux ou trois étoiles aux élevages qui respectent le bien-être animal. Les élevages « trois étoiles » correspondent au niveau le plus élevé de bien-être et sont généralement des élevages en AB. Les Pays-Bas développent actuellement un nouveau système de poulailler hexagonal nommé Rondeel dont l'architecture offre un accès à l'extérieur et permet aux poules une variété de comportements (exploration, perchage, bains de poussière...). En France, les volailles ou les porcs de plein air intègrent des critères de bien-être dans leur certification. Le cahier des charges de l'élevage de porcs de Thierry Schweitzer (Alsace) est l'initiative la plus aboutie et copiée : les porcs sont élevés sur paille, dans des bâtiments ouverts, et disposent d'une large place. Les queues et les dents des porcelets ne sont pas coupées, et la castration à vif est remplacée par l'immuno-castration.

2.5.3.4 D'une approche dissociée de l'animal à une cohérence environnementale

Les représentations semblent avoir nettement évolué ces dernières années. Schématiquement, on avait avant tendance à dissocier l'animal consommé, de l'animal familier et de l'animal sauvage idéalisé. Cette discontinuité a d'ailleurs permis que l'élevage se justifie essentiellement d'un point de vue socioéconomique, résumé par l'argument de la démocratisation de la consommation de viande. L'éthique animale était alors restrictivement centrée sur les obligations morales des humains. Deux mouvements ont changé les choses : d'une part l'éthique environnementale, qui clivait nature sauvage et nature domestique (héritage des philosophies outre-Atlantique sur le *wilderness*), articule davantage les deux et les relie à des considérations sociales, économiques et de santé publique. D'autre part, l'éthique animale prenant appui sur le modèle de l'éthique environnementale, met davantage en cohérence l'élevage, la gestion de la nature et le bien-être de l'animal. Cette analyse rejoint les travaux scientifiques européens qui ont constaté que les attentes en matière de bien-être animal ne sont généralement pas dissociées d'autres attentes envers l'élevage (Miele *et al.*, 2011). Ainsi dans le projet Welfare Quality®, les membres de 49 focus groupes de 7 pays européens (France, Italie, Pays-Bas, Suède, Norvège, Hongrie et Royaume-Uni) ont relié les attentes en matière de bien-être animal à la protection de l'environnement, la qualité et le goût des aliments, et la santé humaine. Cette cohérence se retrouve également dans les instruments des politiques européennes : ainsi le bien-être figure dorénavant dans la conditionnalité du soutien de la PAC (2007) ; il apparaît également dans plusieurs directives environnementales qui ne lui sont pas directement dédiées (émissions industrielles 2010). Selon certains auteurs, cette inscription du bien-être dans les politiques environnementales pourrait inquiéter l'élevage dit industriel (Reboul-Maupin, 2015).

2.5.3.5 Trois tendances perceptibles : le contrat, le *care* et la symbiose

En résumé, de la lecture de la littérature ressortent trois tendances perceptibles (sans être cependant étayées). La première est celle d'une éthique de type contractuel, passant contrat avec la société et les pouvoirs publics en termes de services, de règles ou de cahiers des charges, et portant aussi bien sur les animaux que sur l'environnement. Cette éthique s'incarne dans le développement des signes de qualité et autres labels, qu'ils soient mis en œuvre par les Etats ou non. Elle se retrouve aussi dans l'évolution des positions environnementalistes, qui sont passées d'une quasi-exclusion de l'élevage à des conceptions plus compréhensives réévaluant son rôle écologique par les approches sur les services environnementaux. La seconde tendance est celle plus traditionnelle d'une éthique de la sollicitude, encore appelée éthique du « *care* » en anglais, cherchant à unir le plus possible et de façon individualisée le soin vis-à-vis des animaux et la bonne gestion de la nature ; la relation humaine de proximité à l'animal constituant le pivot de cette éthique. Dans l'exemple emblématique du loup ou de l'ours en France, les éleveurs font valoir cette éthique du *care* à l'égard de leurs troupeaux, tout en faisant également valoir un rapport de contrat et de responsabilité avec la société et les pouvoirs publics pointant, en retour, les manquements de l'État dans sa défense des éleveurs. La troisième tendance, enfin, est celle d'éthiques clairement environnementalo-centrées : elles prônent l'intégration maximale, voire quasi symbiotique aux milieux naturels, valorisant par là une éthique de l'intégrité de l'animal d'élevage rendu à un environnement le plus possible naturel et pouvant donc comporter occasionnellement des risques liés aux aléas d'un milieu plus « sauvage », voire à l'éventualité de prédateurs. Certains auteurs (Lund and Olsson, 2006) inscrivent ainsi l'élevage dans une relation « symbiotique » entre l'animal et l'homme. Cette perspective suggère que le développement actuel d'un élevage « bio » ou agro-écologique est moins une rupture que la marque d'une profonde continuité, à la différence de l'élevage de type industriel.

L'image de l'éleveur s'en trouve modifiée. Le contrat de 1950 du paysan avec la société et le consommateur assurait au premier une meilleure subsistance en échange de son consentement à la modernisation. Aujourd'hui, l'éleveur est appelé à inventer un nouveau modèle-pilote qui réconcilierait tradition et modernité (que les années 60 et 70, voire 80 opposaient) en conciliant intérêts humains ou individuels et intérêts globaux, systémiques et environnementaux.

Les publications scientifiques ne reflètent cependant pas la volatilité de l'opinion, et s'agissant d'une littérature à majorité anglo-saxonne elles ne reflètent pas non plus la totalité des comportements européens. Les dénonciations à répétition concernant des abattoirs en France – trop récentes pour que l'on puisse disposer d'études suffisantes – sont des exemples de points de cristallisation susceptibles de modifier rapidement les opinions.

2.6 Conclusion du panorama des impacts et services

L'analyse, conduite dimension par dimension, montre un ensemble d'effets tantôt positifs, tantôt négatifs.

La consommation européenne des produits issus de l'élevage, en interaction avec la structure de la production et des échanges, est un déterminant majeur des impacts sociaux et environnementaux de l'élevage. Elle reste élevée comparée à la part de l'UE dans la population mondiale, et implique donc des pressions environnementales élevées aussi bien localement que globalement. Elle semble cependant avoir atteint un plateau, soit en raison de la faiblesse de la croissance économique de l'UE, soit d'une élasticité revenu bien plus faible que celle observée dans les pays émergents ou à revenu intermédiaire. L'évolution de la structure de cette consommation en faveur du lait et des volailles et au détriment des viandes issues d'élevages allaitants bovins et ovins va dans le sens d'une baisse des émissions de gaz à effet de serre. Cette évolution est même plus marquée pour la production européenne avec un certain dynamisme des exportations de lait et de porcs. Cette structure et la productivité de l'élevage européen lui permettent de satisfaire une part significative de la consommation mondiale avec une intensité en GES et en consommation de ressources relativement faible. Ainsi, au vu des performances actuelles, une baisse de la production animale européenne plus forte qu'une baisse de la consommation européenne accentuerait les pressions environnementales globales. En revanche, l'évolution de la structure et de la géographie de la production, avec une poursuite de l'accroissement des productions dans les principales régions denses en élevage, maintiennent des pressions environnementales localement fortes sur la qualité de l'eau et de l'air. Parallèlement cette évolution met en danger l'entretien de certaines zones herbagères humides, montagneuses ou méditerranéennes, par des pratiques d'élevage extensif favorables à la biodiversité. Ces pratiques sont directement et indirectement soutenues par divers instruments de politique comme les aides aux zones agricoles défavorisées, des paiements agro-environnementaux et des signes officiels de qualité. Pour l'instant, ces politiques se sont avérées insuffisantes pour stopper la diminution de la surface toujours en herbe dans l'UE.

Le résultat principal qui ressort de ce chapitre est que pour la plupart des dimensions concernées, il n'est pas possible de tirer une conclusion unique sur un effet positif ou négatif de l'élevage en général, encore moins sur l'intensité de cet effet. De plus, les niveaux d'incertitude relatifs à l'évaluation des différents effets et impacts de l'élevage sont généralement élevés.

Deux variables semblent cependant piloter la modulation de ces effets : la densité animale et le mode d'alimentation du bétail, en particulier le recours ou non à la prairie (et aux parcours).

La section 2.1.2.3 a montré combien la densité animale est hétérogène en Europe, avec des régions très denses qui concentrent la majeure partie de la production de granivores (porcs et volailles) et une partie importante de celle de lait de vache. La densité animale est un levier de la compétitivité économique des exploitations et reflète un mouvement d'intensification ayant eu lieu dans de nombreuses régions d'Europe au cours des dernières décennies. Une augmentation de la densité animale permet des économies d'échelles ainsi qu'une production à bas coûts et en grande quantité.

Les concentrations animales posent des problèmes de capacité de charge des écosystèmes qui se traduisent par des transferts de pollution vers les milieux aquatiques, le sol et l'air, avec des impacts variables suivant la vulnérabilité des milieux. Les effets négatifs, bien établis pour les rejets azotés, sont souvent contrebalancés par une production importante et, en général, des indicateurs d'émissions de GES relativement faibles par kg de produit. Les enjeux de bien-être animal et de nuisances causées aux riverains sont généralement associés aux systèmes et territoires à haute densité animale. A l'inverse, les territoires moins denses en animaux connaissent moins d'impacts environnementaux négatifs et fournissent davantage de services à la biodiversité, notamment dans le cas du pastoralisme. Ils valorisent en outre des terres qui entrent moins souvent en compétition avec la production de cultures pour l'alimentation humaine. Ainsi, la plus ou moins grande présence de l'élevage et son niveau de concentration à l'échelle territoriale sont-ils des éléments structurants pour appréhender la diversité des bouquets de services issus des élevages.

Le deuxième facteur clé transversal aux différentes dimensions étudiées est l'importance de la prairie et des parcours dans la modulation des effets de l'élevage. Ce facteur est corrélé (négativement) à la question de la densité animale mais cette corrélation n'est que partielle. On retrouve par exemple des surfaces importantes de

prairies temporaires dans certains territoires à forte densité animale comme la Bretagne. Les prairies et les parcours correspondent, eux, à des écosystèmes qui ne pourraient pas se maintenir en Europe sans les activités d'élevage (pâturage ou fauche). Ils sont le support d'une grande biodiversité, importante tant sur le plan patrimonial que sur le plan fonctionnel. Ces milieux sont également un élément clé des paysages agricoles et contribuent fortement à l'identité des territoires (alpages, garigue, etc.), au point de devenir des éléments centraux dans les cahiers des charges de nombreux signes de qualité (Label rouge, AOP, AB...). Ils peuvent alors contribuer à une meilleure valorisation des productions pouvant en partie compenser une faible densité animale.

A la suite de cette analyse dimension par dimension et au vu du rôle central que semblent revêtir quelques variables clés pour nombre de services et impacts, nous nous sommes focalisés sur une analyse multidimensionnelle des « bouquets de services » fournis par différents territoires d'élevage. Cette analyse multidimensionnelle a eu pour but de qualifier la diversité des bouquets de services ainsi que les interactions entre services (et impacts) afin de repérer les pratiques et les marges de manœuvre associées pour piloter les arbitrages entre dimensions des bouquets de services.

3 Bouquets de services issus des élevages européens

Le chapitre précédent a mis en évidence la multiplicité des dimensions à prendre en considération pour évaluer les rôles, impacts et services issus des élevages en Europe. L'analyse par « bouquet de services » vise à rendre compte de la coexistence (entretien des paysages et loisirs pédestres, par exemple) et des interactions (entre production et biodiversité, par exemple) entre ces différents effets. L'échelle du territoire apparaît particulièrement adaptée à cette approche. Mettre en lumière les synergies et les antagonismes entre les services issus des élevages peut en effet permettre d'appréhender les sources de compromis éventuels, leur variabilité selon les différentes configurations territoriales dans lesquelles s'inscrivent les élevages et, finalement, les leviers d'action pour limiter les effets négatifs et amplifier les effets positifs issus des élevages.

Après avoir examiné les apports de la littérature sur les bouquets de services, une cartographie à l'échelle européenne des différentes formes d'élevage est proposée pour analyser les bouquets de services « types » au sein des systèmes et territoires d'élevage ainsi que les leviers d'actions permettant d'améliorer ces bouquets.

3.1 Les apports de la littérature sur l'analyse des bouquets de services et des compromis à l'échelle des systèmes et des territoires

3.1.1 Les approches par bouquets de services, dont l'intérêt est souvent souligné, sont finalement peu présentes dans la littérature sur l'élevage

La littérature spécifique examine surtout les services écosystémiques. Rares sont les travaux qui, comme ceux de Raudsepp-Hearne *et al.* (2010), traitent explicitement des bouquets de services. La majorité étudie un seul ou deux services (Seppelt *et al.*, 2011 ; Tancoigne *et al.*, 2014).

Lorsque la question des compromis et des bouquets de services (pas seulement écosystémiques) à l'échelle du système d'élevage est abordée, ce sont surtout les compromis entre production et impacts environnementaux qui sont étudiés, dans l'objectif de réduire ces derniers sans altérer le niveau de production (Foley *et al.*, 2005 ; Turner *et al.*, 2014 ; Petz *et al.*, 2014). Il en ressort que de hauts niveaux de services ne sont pas réalisables dans tous les domaines simultanément, et qu'il est nécessaire de réaliser des compromis. Par ailleurs, certaines études montrent que les relations entre différents services ne suivent pas une progression linéaire (Jopke *et al.*, 2015 ; Kirchner *et al.*, 2015 ; Van der Biest *et al.*, 2014). Ainsi, par exemple, Soussana et Lemaire (2014) montrent que les différents services fournis par une prairie (production, séquestration de carbone, biodiversité...) sont optimisés pour des niveaux de chargement animal différents.

La littérature analysée souligne également la nécessité d'adopter un cadre d'analyse large afin de considérer l'ensemble des conséquences des choix techniques et de gestion territoriale sur les trois dimensions du développement durable, économique, environnementale et sociale. Cette dernière dimension est souvent négligée ou sous-évaluée du fait d'un manque d'indicateurs disponibles. Or la prise en compte de certains services sociétaux est susceptible de modifier le classement entre les systèmes de production (Nguyen *et al.*, 2012).

Dans le cas le plus fréquent, l'augmentation de la fourniture d'un type de service est contrebalancée par la diminution d'un autre type de service. Le compromis qui en résulte est généralement jugé différemment selon les acteurs (Sagoff, 1984).

Des solutions convergentes ont plus de chances d'apparaître lorsqu'elles sont le résultat d'une négociation collective, par rapport à une situation où seuls les intérêts individuels et les rapports de force primeraient (Berthet *et al.*, 2012 ; Groot *et al.*, 2010 ; Howe *et al.*, 2014). Daw *et al.* (2015) identifient cependant des compromis « tabous » lorsque des valeurs moralement incommensurables, par exemple la biodiversité ou les valeurs culturelles entrent en jeu.

Le concept de services et la prise en compte des compromis visent à passer d'une littérature académique à des outils opérationnels (Bennett *et al.*, 2009 ; Rodriguez-Ortega *et al.*, 2014 ; Rodriguez *et al.*, 2006 ; Seppelt *et al.*, 2011). L'enjeu est notamment de proposer aux parties prenantes d'un territoire des leviers d'action et des modes de gouvernance pour optimiser les services fournis par les élevages, en se préoccupant du long terme. Une telle transition intègre souvent la notion de « systèmes alimentaires » (Francis *et al.*, 2003).

3.1.2 Les compromis sont plus souvent au cœur d'exercices de simulation s'appuyant sur des scénarios prospectifs, qui permettent d'en quantifier la mise en œuvre

Plusieurs exercices de construction de scénarios prospectifs relatifs à l'élevage et à l'agriculture évaluent les effets de différentes options pour nourrir l'ensemble des humains en tenant compte de l'accroissement démographique et des besoins nutritionnels, et en limitant l'emprise anthropique sur les milieux naturels et les émissions de gaz à effet de serre. Reposant sur des démarches de modélisation globale, ces travaux simulent les effets d'un changement de mode de production (Röös *et al.*, 2016 ; Schader *et al.*, 2015) ou de consommation alimentaire (Westhoek *et al.*, 2014), ou les effets du changement climatique (Havlik *et al.*, 2015 ; Weindl *et al.*, 2015) sur la sécurité alimentaire mondiale, les échanges internationaux de produits agricoles, la santé humaine, l'usage des terres...

3.1.2.1 Scénarios de changement climatique et adaptation des systèmes d'élevage : un contexte favorable pour les systèmes herbagers dans le monde, et mitigé selon les régions d'Europe

Quelques travaux ont simulé les effets du changement climatique sur les rendements végétaux, l'usage des terres, les orientations productives et les relocalisations des élevages en vue d'assurer la sécurité alimentaire. Du fait du poids de l'alimentation animale, l'évolution des rendements végétaux peut être stratégique dans les orientations d'élevage. Havlik *et al.* (2015) considèrent qu'environ 38 % des ruminants seront, en 2050, produits dans des systèmes herbagers contre 20 % en 2000, en raison des effets des changements climatiques, en moyenne moins négatifs sur la production d'herbe que sur celle des céréales, notamment en Amérique du Nord et en Asie du Sud. Une autre étude a estimé que le coût mondial de l'adaptation aux évolutions des rendements végétaux est faible (3 %) par rapport aux coûts agricoles totaux en 2045 (Weindl *et al.*, 2015) ; elle montre que le rendement du maïs en Europe de l'Ouest devrait croître du fait de l'augmentation de la teneur en CO₂ atmosphérique, alors que la productivité des prairies y diminuerait. Ainsi l'adaptation aux changements climatiques peut conduire, en Europe, à différentes stratégies, les résultats des modélisations s'avérant variables, notamment pour les rendements de l'herbe.

3.1.2.2 Les changements de niveau et de structure de consommation sont un levier efficace pour moduler les effets de l'élevage sur l'environnement

De nombreuses études simulent les effets d'une réduction de la consommation de produits animaux dans l'alimentation (Hedenus *et al.*, 2014 ; Westhoek *et al.*, 2014), s'appuyant sur les répercussions néfastes sur la santé attribuées à des consommations excessives de viandes (Horrigan *et al.*, 2002 ; McMichael *et al.*, 2007). Elles concluent en général que cela permettrait de limiter les impacts environnementaux (Erb *et al.*, 2016 ; Popp *et al.*, 2010). Certains travaux mettent en évidence l'existence d'une limite basse. Aux Pays-Bas, une étude montre que le scénario d'utilisation minimale de terres par l'agriculture est atteint lorsque 12 % des apports protéiques néerlandais sont couverts par les produits animaux terrestres (contre 53 % dans le régime actuel), car il optimise l'utilisation des coproduits et des surfaces non valorisables en cultures pour l'alimentation humaine. L'étude estime que jusqu'à 25 % de protéines animales dans l'alimentation, les besoins en surface restent inférieurs à ceux nécessaires pour nourrir la même population avec un régime végétalien (Van Kernebeek *et al.*, 2016).

3.1.2.3 Les changements de mode de production ou de consommation peuvent modifier l'occupation des sols et limiter la compétition entre alimentation humaine et animale

Plusieurs scénarios cherchent à optimiser l'usage des coproduits ou de déchets alimentaires par les animaux, ce qui permet d'atténuer la concurrence pour l'usage des terres, entre alimentations animale et humaine (Ermgassen *et al.*, 2016 ; Röös *et al.*, 2016 ; Schader *et al.*, 2015). Ces scénarios comportent souvent également une hypothèse de diminution de la consommation en produits animaux et une réorientation de la production vers des systèmes plus herbagers, valorisant des terres non utilisables par des cultures destinées à l'alimentation humaine. Ainsi, la diminution des performances des animaux due à une efficacité alimentaire moindre et à l'augmentation de la production des systèmes ruminants ne conduit pas nécessairement à une augmentation des émissions de gaz à effet de serre, car elle est contrebalancée par un meilleur usage de terres et une diminution de la consommation humaine en produits animaux.

Les modalités de ce type de transition sont discutées dans le scénario Afterres 2050 que l'association Solagro a proposé pour la France (Solagro, 2013). Les hypothèses d'évolution concernent le régime alimentaire et les modes de production. Le scénario Afterres baisse de 15 % à 20 % la consommation de protéines totales et diminue le poids des produits animaux de 40 % à 25-30 % au profit de protéines végétales. Il abaisse également le gaspillage alimentaire et augmente le recyclage. Ces hypothèses se traduisent par la division par deux des productions animales françaises à horizon 2050. Par ailleurs, ce scénario augmente la part des systèmes de production diversifiés (agriculture biologique, AOP, label rouge) et des systèmes herbagers, et diminue le recours au système « maïs-soja ». Les résultats de cette modélisation sont bénéfiques pour l'environnement et le climat, et sont aussi créateurs d'emplois (+140 000 emplois d'ici à 2050 en France).

3.1.2.4 Bilan sur les modélisations globales, les scénarios et leurs limites

Le principal intérêt des démarches prospectives de modélisation et de simulation globales réside dans l'effort d'assemblage d'informations de différentes origines et natures, garantissant une certaine cohérence aux projections réalisées, et dans la (relative) transparence des démarches qui posent clairement leurs hypothèses de travail, donnant ainsi accès à la construction des résultats, que l'on peut donc discuter en connaissance de cause (Mahmoud *et al.*, 2009). Ces exercices peuvent mettre en évidence des synergies ou antagonismes entre services, et le résultat des compromis qui en résultent.

La consommation alimentaire humaine - au travers notamment de la part de produits animaux - et l'alimentation des animaux - au travers notamment de son impact sur l'usage des terres - apparaissent comme les principaux leviers pour limiter les impacts environnementaux issus de l'élevage. Les évolutions incluent, du côté de la consommation humaine, des substitutions entre viandes issues de monogastriques et de ruminants et, du côté de la production, une extensification des ruminants vers des systèmes plus herbagers et un meilleur usage des coproduits dans l'alimentation animale pour tous systèmes d'élevage, en particulier ceux avec monogastriques.

Toutefois, dans ces scénarios, les changements de régime alimentaire ne prennent que rarement en compte le prix des produits et leur effet sur la demande alimentaire. Aussi, il pourrait être intéressant de développer des analyses économiques étudiant plus finement les habitudes de consommation et les préférences des consommateurs, de manière à évaluer quels niveaux de réduction de consommation de produits animaux pourraient être atteints, et quel en serait l'impact effectif sur l'alimentation et sur l'environnement. Enfin, les dimensions sociales de ces scénarios, bien que parfois mentionnées de manière explicite par leurs concepteurs (Havlik *et al.*, 2014), ne sont que rarement quantifiées (Röös *et al.*, 2016).

3.2 Une grille de lecture pour appréhender les bouquets de services issus de la diversité des formes d'élevage

L'analyse des scénarios à des échelles larges, voire globale, tout comme les travaux sur les impacts de « l'élevage » synthétisés dans le chapitre 2, montrent les limites d'une approche homogénéisante des élevages ; ce que confirme aussi les importants écarts de niveaux, tant dans la consommation que pour la production, dans les statistiques européennes. C'est pourquoi il est apparu intéressant d'utiliser l'approche des bouquets de services à l'échelle des territoires en privilégiant les contrastes entre bouquets et aussi les nuances entre situations proches. Dans cette optique, on s'est doté d'une grille de lecture qui s'appuie sur les deux déterminants mis en exergue dans le chapitre 2 : la densité animale d'une part et le mode d'alimentation du bétail de l'autre. Les autres caractéristiques des systèmes d'élevage - espèce animale et type génétique, conduite du troupeau, usage des sols, degré d'intensification des pratiques et gestion des effluents...- sont directement reliées à ces deux facteurs clés.

3.2.1 Des travaux de cartographie distinguent les territoires productifs des territoires « multifonctionnels »

Plusieurs travaux cartographiques ont évalué la fourniture des services rendus par l'élevage à l'échelle de l'Europe entière ou des pays. Ils mettent en évidence des corrélations entre présence de l'élevage et fourniture de tels ou tels services. Ces études cartographiques distinguent souvent les territoires fortement orientés vers la

production agricole et ceux plus « multifonctionnels » (Kirchner *et al.*, 2015 ; Ryschawy *et al.*, 2015 ; Turner *et al.*, 2014 ; van Oudenhoven *et al.*, 2012). Toutefois, Jopke *et al.* (2015), qui ont étudié les corrélations entre services à l'échelle des départements³⁰ dans les pays de l'UE, ont montré que la densité animale n'y paraît pas systématiquement corrélée négativement à la fourniture de services environnementaux, notamment en matière de stockage du carbone dans les sols ou de capacité d'infiltration de l'eau dans les sols.

Toutefois, les corrélations entre services ne relèvent pas de liens de cause à effet, à moins que les relations directes entre services n'aient été explicitées ou les leviers déterminant plusieurs services précisés (Bennett *et al.*, 2009). Dans la plupart des cas, l'analyse relève de simples co-occurrences spatiales des services, alors que seules des analyses de type « autocorrélations spatiales » permettraient d'examiner les liens de causalité et d'interpréter le lien effectif entre les services et leur localisation. Par ailleurs, les approches cartographiques représentent l'état actuel de la situation à un grain d'analyse suffisamment fin pour les effets de moyenne, mais elles ne permettent pas d'appréhender la diversité des systèmes d'élevage existant au sein du territoire.

Un travail de typologie des bouquets de services fournis par l'élevage en France réalisé dans le cadre des travaux préalables du GIS élevage demain (Ryschawy *et al.*, 2015) a identifié quatre types de territoires d'élevage en termes des bouquets de services en France (Figure 17). Le premier type (rose) correspond à une forte expression des services d'approvisionnement et de vitalité et à une moindre expression de services contribuant à la qualité environnementale. Le second type (vert) correspond à une forte expression des services de qualité environnementale associés à un faible niveau de services de production et de vitalité. Le troisième type (bleu) correspond à la production de services de qualité environnementale et de patrimoine. Enfin le quatrième type (gris) correspond à des niveaux de services moindres que dans les autres types.

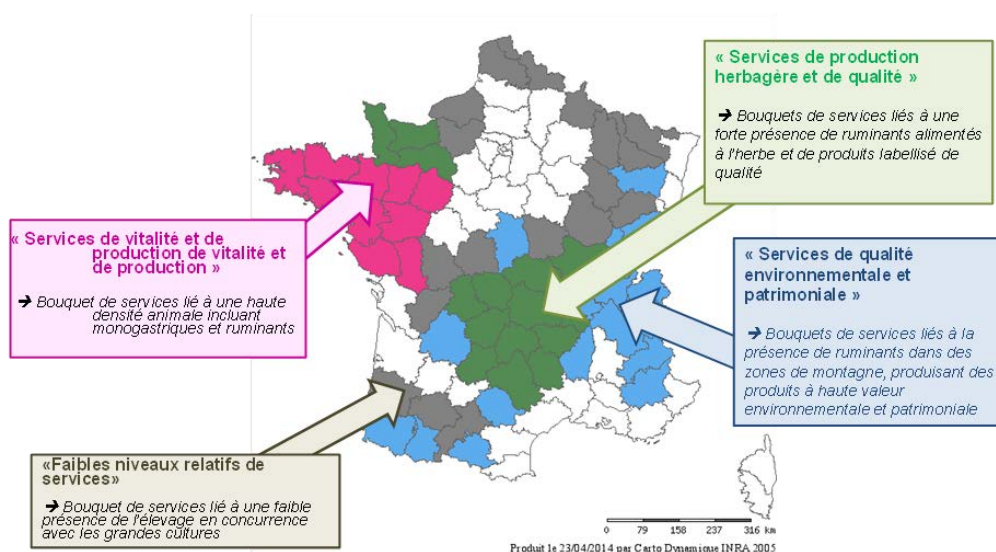


Figure 17 : Types de bouquets de services rendus par l'élevage dans les territoires en France.
Carte adaptée de Ryschawy *et al.* (2015).

3.2.2 Des bouquets de service contrastés illustrant la diversité des territoires et des systèmes d'élevage

Dans le cadre de cette expertise, on a cherché à décrire les bouquets de services fournis par les élevages inscrits dans des territoires contrastés, en s'appuyant sur des cas-types surtout français mais aussi issus d'autres pays européens (Irlande, Espagne, Allemagne, Suisse). Ce travail a rassemblé la littérature scientifique disponible sur l'élevage afin d'apprécier les impacts et services en fonction des cinq dimensions de notre cadre conceptuel (voir section 1.3). Ainsi, a-t-on distingué :

³⁰ Echelle NUTS 3 dans la typologie de la statistique européenne

- **Des territoires en tension du fait d'une forte concentration animale.** En Europe, les principales filières d'élevage sont concentrées dans quelques territoires et sont caractérisées par une production élevée de produits animaux mais aussi par une charge élevée en effluents d'élevage au regard des surfaces disponibles pour l'épandage. Face à cette problématique de gestion des effluents, les bouquets de services fournis par trois territoires aux stratégies différentes sont illustrés par : la Bretagne, la Catalogne et les zones de développement de la méthanisation en Allemagne.
- **Des territoires de polyculture-élevage, entre concurrences avec les cultures et opportunités.** L'étude des territoires du Montmorillonnais, du bassin Tarn-Aveyron, de la Bresse et plus marginalement de la Pologne, de la Lorraine et de la Picardie, nous permet de montrer en quoi différents éléments de contexte ont joué en faveur ou en défaveur du maintien d'exploitations d'élevage ou de polyculture-élevage, dans un contexte de concurrence avec les grandes cultures, de diminution de la main-d'œuvre agricole disponible et d'une tendance à la spécialisation des élevages.
- **Des territoires fournissant des produits de qualité dans des environnements préservés, le cas des zones AOP.** Les zones de montagne du Massif Central, de la Franche-Comté et des Alpes suisses sont des territoires à identité forte où est produite une grande diversité de fromages sous appellation d'origine protégée, avec des niveaux de valorisation très variables selon le mode de coordination des filières et des territoires.
- **Des territoires d'élevage herbagers portés par des conditions de milieu très favorables.** Ce cas est illustré singulièrement par le développement de l'élevage bovin irlandais. Fortement soutenu au niveau politique, il vise à tirer parti d'un climat océanique très propice à la pousse de l'herbe et au pâturage pour conforter et développer un modèle agro-exportateur basé sur les avantages naturels mais visant à réaliser les économies de taille, d'intensification et de spécialisation généralement propres aux zones denses.
- **Des territoires à forts enjeux naturels où l'élevage rend des services de régulation et de préservation de la biodiversité et des paysages.** De nombreux écosystèmes à forte valeur patrimoniale ont une origine anthropique et résultent d'une activité agricole qui a maintenu le milieu ouvert. Ce cas-type aborde les enjeux associés à la gestion des écosystèmes herbacés ouverts dans des milieux à haute valeur patrimoniale tels que l'élevage en prairie humide (marais Poitevin, marais du Cotentin, Culms du Devon et de Cornouailles) ou les systèmes transhumants de Méditerranée (élevage ovin dans la plaine de la Crau).
- **Des systèmes valorisant une image positive et alternative de l'élevage auprès des consommateurs.** Les cas de la production d'ovins viande en Agriculture Biologique et de la production de poulets Label Rouge visent à analyser en quoi la production sous signe officiel de qualité permet la fourniture de services spécifiques via la mise en œuvre de principes et de cahiers des charges bien définis.
- **Les zones périurbaines et urbaines en tant que lieux de nouvelles relations entre l'élevage et la société.** L'élevage est souvent considéré comme absent des zones urbaines et périurbaines. Or de nouvelles questions émergent en lien avec les enjeux sociétaux qui se posent à l'élevage, tels que la relocalisation de la production à proximité de la consommation. Par ailleurs, l'espace périurbain, selon la définition de l'INSEE, correspond en France à plus du tiers du territoire national et son importance potentielle en élevage est donc loin d'être négligeable.

Ces cas-types sont présentés succinctement en annexe.

3.2.3 Un essai de généralisation du cadre d'analyse des bouquets de service au travers d'une typologie des territoires d'élevage européens

Afin d'aller au-delà de l'approche par cas-types et de poursuivre les travaux de différenciation territoriale des bouquets de services, on a cherché à étendre l'analyse à l'ensemble du territoire européen en s'appuyant sur une classification les deux critères issus des conclusions du chapitre 2 : la densité animale et la place de la prairie permanente dans la gestion de l'alimentation animale. Cette classification a permis de distinguer : (i) des territoires denses en animaux et peu herbagers où la gestion des pollutions est au cœur des enjeux locaux ; (ii) des territoires herbagers où la productivité de l'herbe détermine le niveau de production et les stratégies de différenciation des produits ; (iii) des territoires où cohabitent les cultures et l'élevage, qui recouvrent des dynamiques très diverses, allant de la complémentarité entre cultures et élevage, à l'éviction de l'élevage au profit des cultures.

3.2.3.1 Elaboration de la carte et principales limites

A partir des données Eurostat de l'année 2010 traitées au niveau NUTS 3 (correspondant aux départements pour la France), chaque territoire européen a été caractérisé par sa densité animale (en UGB totales par hectare de SAU) et par la contribution des surfaces toujours en herbe (STH) à la SAU. Dans les calculs, la STH correspond aux prairies de plus de cinq ans et aux parcours³¹, et la SAU à la surface agricole utile totale.

Chaque territoire est d'abord défini par son taux de prairies permanentes. En cohérence avec Pflimlin *et al.* (2005), les territoires dont la part de STH dans la SAU est supérieure à 40 %, sont considérés comme herbagers. Les prairies temporaires n'ont pas été prises en compte dans l'appréciation du caractère herbager ou non du territoire, les services environnementaux qu'elles rendent étant moindres que ceux fournis par les prairies permanentes et les parcours.

Les territoires sont ensuite distingués en fonction de la densité animale calculée par rapport à la SAU. Sont considérées comme *denses* les zones où cette densité est supérieure ou égale à 1,2 UGB/ha SAU, comme *faiblement denses* celles où elle est inférieure à 0,4 UGB/ha SAU., et comme *moyennement denses* les zones intermédiaires, entre 0,4 et 1,2 UGB/ha SAU (choix des seuils réalisés à dire d'experts).

Ces seuils permettent de distinguer cinq types de territoires d'élevage et un type résiduel : (i) les territoires peu herbagers et à haute densité animale ; (ii) les territoires herbagers denses en animaux d'élevage, (iii) moyennement denses et (iv) peu denses ; (v) les territoires où cohabitent cultures et élevage ; et enfin (vi) les territoires à faible densité animale (Figure 18 et Figure 19). Les seuils utilisés pour délimiter les classes ont été définis à dire d'experts, mais ils apparaissent cohérents avec ceux retenus pour la carte française des bouquets de services proposée par Ryschawy *et al.* (2015) ou pour la carte européenne de Pflimlin *et al.* (2005).

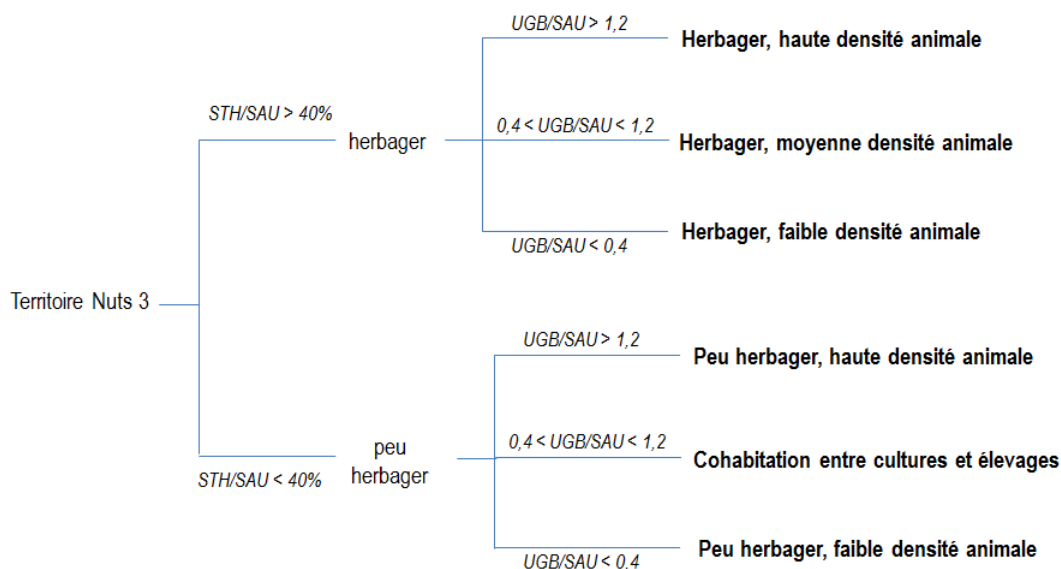


Figure 18 : Critères pour définir les types de territoires d'élevage au niveau européen

Cette typologie européenne présente la limite de se focaliser sur le territoire agricole, sans tenir compte de son poids dans le territoire total, qui fournirait une indication sur le poids de l'élevage dans l'ensemble de l'économie locale. En Suède, Norvège, Finlande, Estonie, Islande, Croatie, à Chypre ou encore dans les Landes françaises, la SAU couvre moins du quart d'un territoire dominé par des espaces forestiers, urbains ou rocailleux, ce qui limite l'importance des activités agricoles et *a fortiori* de l'élevage.

³¹ Somme des Prairies permanentes et pâturages (B_3_1_HA) et des Pâturages pauvres (B_3_2_HA) dans Eurostat

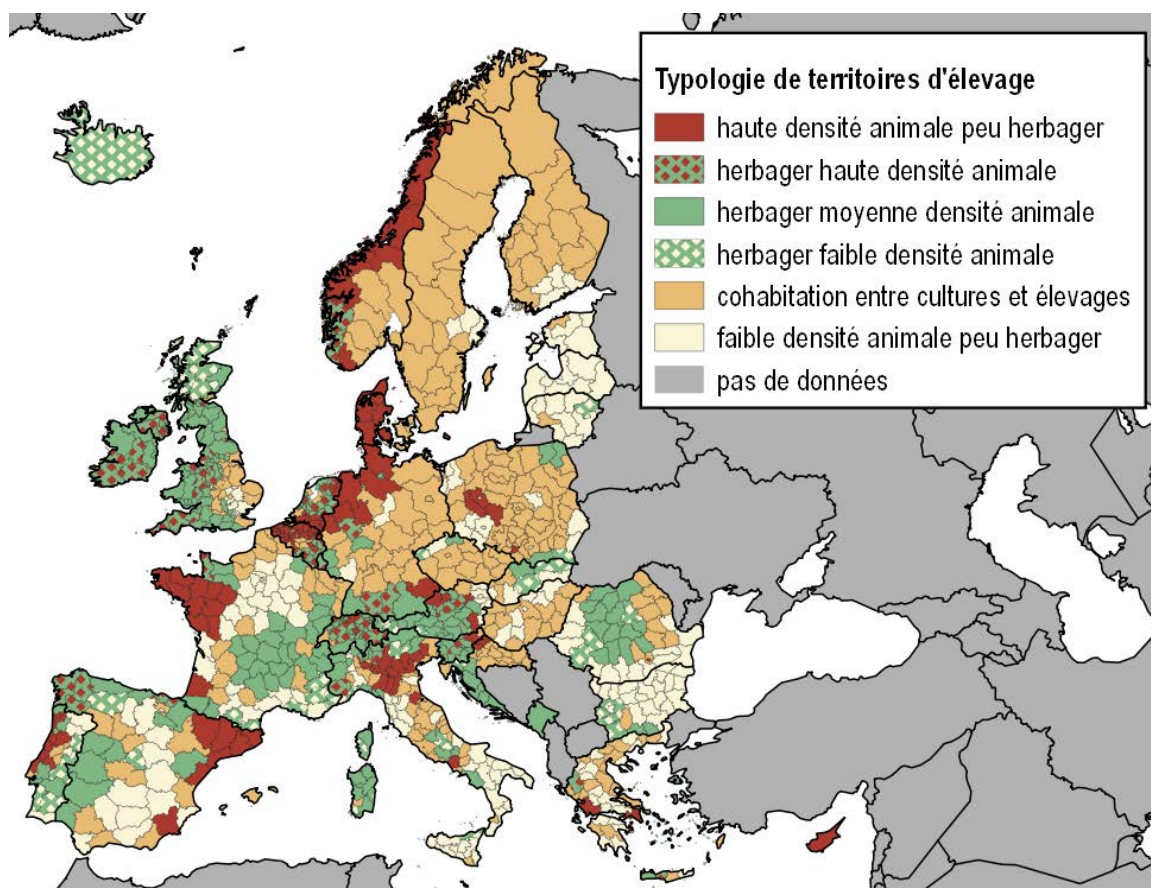


Figure 19. Carte des typologies de territoires d'élevage - Source : INRA-DEPE d'après Eurostat (2010)

3.2.3.1 Caractéristiques géographiques et quantifiées des types d'élevage

Sans surprise, **les territoires à haute densité animale peu herbagers** se retrouvent le long du continuum allant du Danemark à la Belgique en passant par le Nord-Est de l'Allemagne, auquel s'ajoutent, la Bretagne et les Pays de la Loire, la Catalogne (Espagne), la Lombardie (Italie), et la Wielkopolskie (ouest de la Pologne). Ces territoires correspondent globalement bien aux zones identifiées dans la section 2.1.2.3 comme denses. Elles occupent 11 % de la SAU européenne et regroupent 30 % des UGB totaux avec une majorité de porcs, de volailles et de vaches laitières (Figure 20). Quelques zones plus isolées relèvent également de cette classe : la Campanie, près de Naples, lieu de production de la Mozzarella ; la région de Murcie en Espagne, zone de développement parallèle de maraîchage et de production porcine.

Les territoires herbagers à haute densité animale s'étendent sur 7 % de la SAU et détiennent 15 % du cheptel européen. La concentration animale moyenne, de 1,68 UGB/ha de SAU, y est cependant plus basse que celle des territoires à haute densité peu herbagers (2,15 UGB/ha), mais plus haute que la moyenne européenne (Figure 22). On y trouve en particulier des régions de production laitière et allaitante telles que le département de la Manche, le sud de l'Irlande, les Pays-Bas, la Suisse, une partie de la Bavière et la Galice en Espagne. Certaines régions incluses dans cette classe sont plus ambiguës : leurs caractéristiques moyennes résultent plutôt d'un effet du découpage administratif. C'est le cas de la région de Coni dans le piémont italien, qui englobe une zone de montagne assurant une production laitière de montagne importante (avec six fromages sous IGP/AOP), et une zone de vallée céréalières comportant des ateliers hors-sol ainsi qu'un troupeau allaitant avec des ateliers d'engraissement de jeunes bovins ou de porcs lourds. Un autre découpage géographique permettrait de distinguer les pratiques pastorales, d'une part, et la production hors-sol, d'autre part.

Les zones herbagères de densité animale moyenne sont réparties sur 19 % de la SAU européenne, souvent au niveau des massifs montagneux de haute et moyenne altitude. Elles concentrent le quart du cheptel bovin et plus du tiers du cheptel ovins-caprins dans des régions telles que le Massif Central, l'Autriche, le Pays de Galles ou encore les Carpates. La région de l'Estrémadure en Espagne, grande zone agroforestière d'Europe et haut lieu de production ovine et de jambon ibérique (Pata Negra), est également classée dans ces zones.

Les zones herbagères de faible densité animale sont constituées, entre autres, de la partie orientale des Pyrénées, de la Provence, ou du Nord de l'Ecosse. A l'instar des autres zones herbagères, ces régions se caractérisent par le poids des ruminants dans le cheptel total mais avec la particularité de détenir autant de petits que de gros ruminants. Par ailleurs, les équins représentent 6 % du cheptel total. Ces espaces sont majoritairement associés à des prairies peu productives, des élevages extensifs et à des enjeux naturels reconnus, y compris en tant que « réserve de biosphère » par l'Unesco, comme le Mont Ventoux, la Vallée de Laciana en Espagne, du Grosse Walsertal en Autriche, le Wester Ross en Ecosse ou encore les montagnes du Tatras à la frontière entre la Pologne et la Slovaquie.

La surface toujours en herbe **des territoires où cohabitent cultures et élevages** représente environ 31 % de la SAU, contre 45 % en moyenne dans les zones denses et plus de 75 % dans les zones herbagères. La répartition entre cheptels de granivores et de ruminants est équilibrée. Ce sont sans aucun doute les régions les plus diversifiées et où les exploitations d'élevages sont les plus hétérogènes. Les cas-types « polyculture-élevage » en font partie (la Bresse, l'Indre, le Tam, la Lorraine et la Somme et une grande partie de la Pologne). L'orientation productive des élevages n'est toutefois pas nécessairement classée en « polyculture-élevage » car, à cette échelle géographique, peuvent coexister, au sein du territoire, des zones de culture spécialisées et des zones d'élevage spécialisées. Ces territoires sont donc moins marqués par l'élevage que les précédents.

Les territoires de faible concentration animale peu herbagers sont ceux où l'élevage n'est pas nécessairement absent mais joue un rôle marginal dans l'occupation de l'espace et dans la production agricole. On y trouve les zones de grandes cultures annuelles telles que le Bassin parisien, et les zones de cultures pérennes, telles que les régions viticoles du Bordelais, de Champagne, du Languedoc, de Toscane ou encore les zones de production de fruits et d'olive comme l'Andalousie.

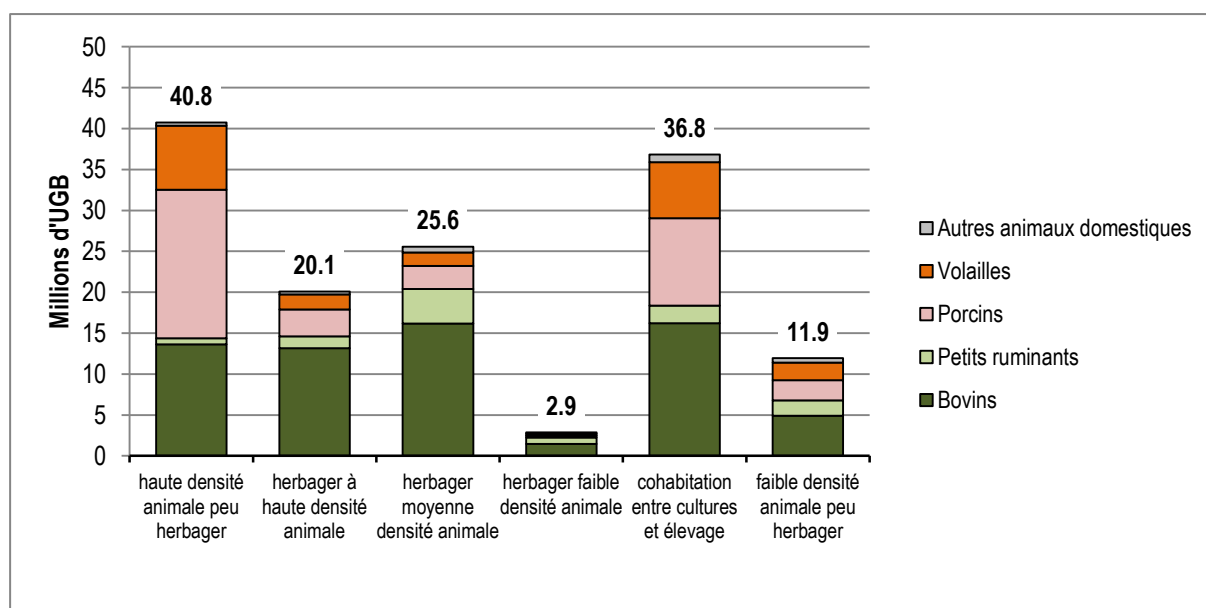


Figure 20. Répartition du cheptel par type de territoire européen – Source : INRA d'après Eurostat 2010

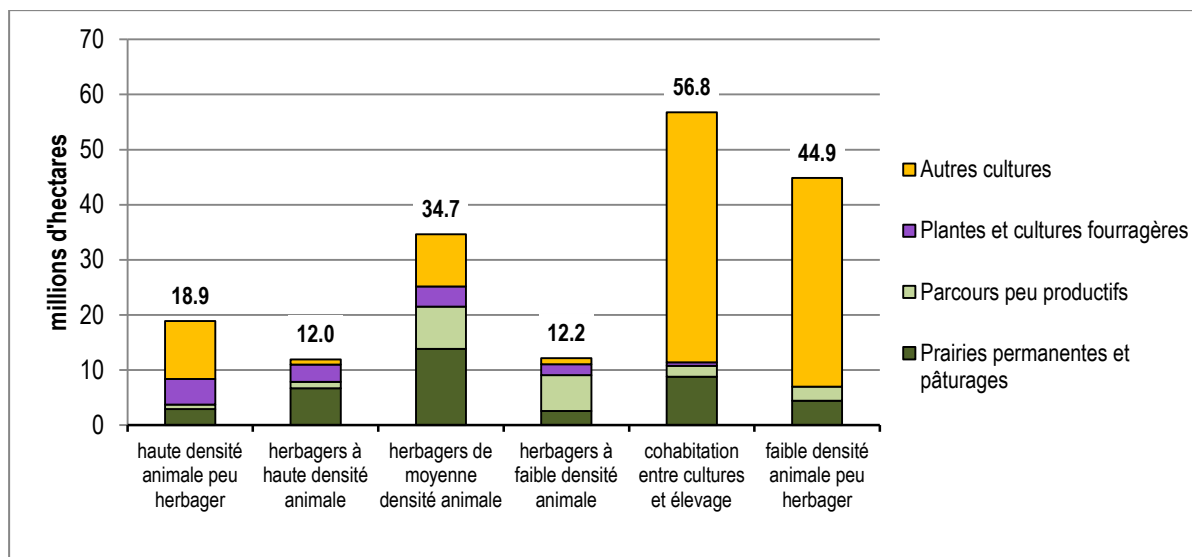


Figure 21. Répartition des surfaces par type de territoire européen – Source : INRA d'après Eurostat 2010

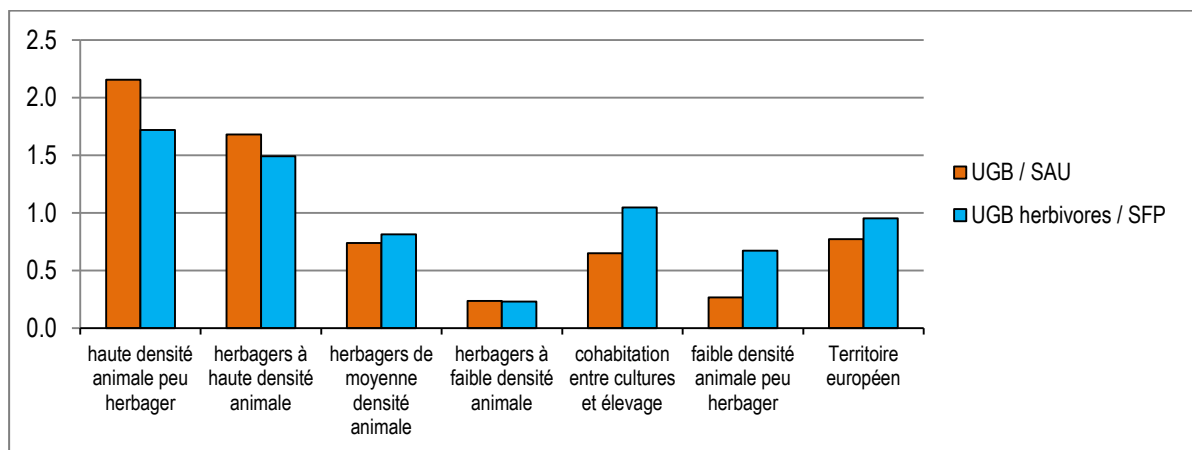


Figure 22. Densité animale moyenne par type de territoire européen exprimée en UGB totales par hectare de SAU totale, et en UGB herbivores par hectare de SFP – Source : INRA d'après Eurostat 2010

3.3 Bouquets de services des différents types de territoires d'élevage européens : compromis et leviers de progrès

Bien que réductrice, cette typologie apparaît suffisamment structurante pour aborder l'analyse des bouquets de services territoriaux, les synergies, antagonismes et compromis qui les caractérisent. On s'appuie, pour ce faire, sur le schéma présenté en section 1.3. Celui-ci permet d'appréhender de manière synthétique des impacts et des services des différentes formes d'élevage replacées dans leur cadre territorial. L'analyse a remobilisé la revue de littérature réalisée, d'une part pour les cas d'études, et, d'autre part pour les bouquets de services. Au-delà de la typologie des principaux territoires d'élevage cartographiés, sont aussi présentés les territoires d'élevage structurés par la proximité urbaine. Enfin sont proposés quelques leviers de progrès mobilisables pour améliorer les services issus des élevages pour chacun des types de territoires.

3.3.1 Les territoires à haute densité animale : à la recherche d'un compromis entre compétitivité économique et préservation de l'environnement

Ces territoires d'élevage se sont développés dans les années 1950-60 pour augmenter la production agricole afin de nourrir la population européenne. Cet enjeu démographique est remis en avant aujourd'hui pour faire face à la hausse de la population mondiale. Les systèmes d'élevage se sont construits dans une logique de maximisation des quantités produites par unité de surface et par animal, en misant sur la spécialisation des ateliers, l'augmentation de la productivité du travail et les économies d'échelle. Du fait des dommages environnementaux qu'ils occasionnent et de leur empreinte sur les ressources, la recherche de compromis entre objectifs de production et objectifs environnementaux est devenue une priorité des politiques publiques. Ce type de territoires embrasse la majorité des systèmes d'élevage de monogastriques, les systèmes utilisant en priorité des céréales ou de l'ensilage de maïs pour alimenter les vaches laitières ou engraisser de jeunes bovins, et, de manière plus marginale les systèmes caprins laitiers. Il correspond aux cas d'étude de la colocalisation de plusieurs filières d'élevage (Bretagne), du couple élevage-méthanisation (Allemagne) et d'une mono-spécialisation en élevage hors-sol (Catalogne).

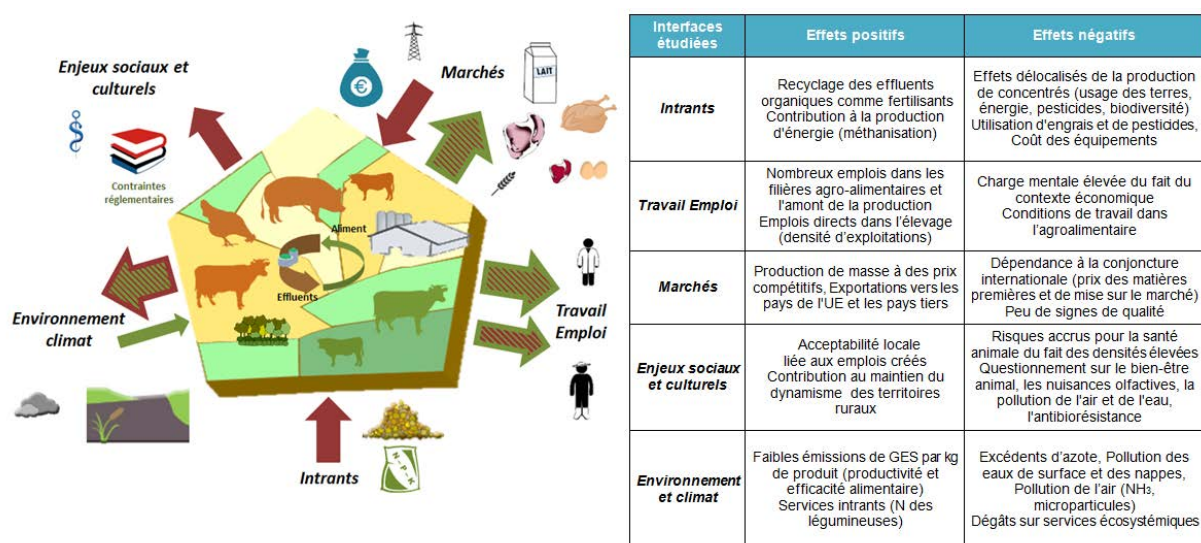


Figure 23. Schéma du bouquet de services correspondant aux territoires à haute densité animale, peu herbagers

3.3.1.1 Un bouquet de service caractérisé par de hauts niveaux de production et une densité agro-industrielle

Les bouquets types des services issus des territoires à haute densité animale sont fortement orientés vers l'approvisionnement des marchés extérieurs au territoire de production, à des coûts unitaires de production relativement bas (Figure 23). Pour réduire ces coûts, les exploitations ont notamment cherché à optimiser l'indice de conversion alimentaire des animaux.

Du point de vue des marchés, ces territoires s'inscrivent dans le contexte européen et international concurrentiel, avec des systèmes souvent fortement intégrés, reposant sur des investissements et des flux de consommation et de production croissants. Les activités d'élevage se sont concentrées autour de clusters agro-industriels, avec un effet d'entraînement fort sur les secteurs aval, amont et connexes à la production agricole. Les produits issus des élevages sont surtout des produits de masse vendus sur les marchés nationaux, européens, voire mondiaux. Les éleveurs en tirent une marge par unité de produit assez faible mais réalisent un chiffre d'affaires en moyenne plus élevé que les systèmes d'élevages plus extensifs grâce à leur volume de production. Du fait des faibles marges par unité de produit, de faibles variations de prix induisent des à-coups violents sur le revenu de par les volumes concernés. Ces systèmes sont donc dépendants de la conjoncture économique (cours mondiaux des intrants et des produits) sur laquelle ils n'ont pas de prise. Au-delà de la faible maîtrise des prix de mise sur le marché, les éleveurs ont une capacité restreinte de négociation liée à des asymétries de pouvoir de marché vis-à-vis du reste de la filière.

La concentration des activités d'élevage induit des pressions locales, dont les excédents d'azote et de phosphore sont les principaux marqueurs. Il en résulte des pollutions de l'eau, de l'air et du sol (eutrophisation, lixiviation de nitrate, émission de particules fines et modification de la composition atmosphérique ayant des incidences sur le climat et les pluies acides). Ces pressions locales de l'élevage sont largement étudiées dans Peyraud *et al.* (2014a).

L'empreinte sur les ressources fait l'objet de débats car, si elle est basse quand elle est ramenée au kg produit, elle est généralement élevée à l'hectare utilisé et est fortement dépendante de ressources extérieures importées (protéines, eau). La controverse interpelle le rôle et la responsabilité de ces territoires envers les impacts délocalisés de l'alimentation animale.

Les émissions de GES, ramenées au kg produit, apparaissent relativement modérées, résultat pour les monogastriques, de faibles indices de consommation et, pour les ruminants, d'une répartition des émissions de méthane entérique sur d'importants volumes de production. Ce diagnostic serait toutefois à nuancer pour les ruminants car les niveaux d'émission sont très hétérogènes d'une région à l'autre, d'un système à l'autre (cf. section 2.4.1 sur les GES). Une comparaison entre des fermes bretonnes laitières en système conventionnel et des fermes plus herbagères et moins intensives du réseau des CIVAM³², met en lumière des émissions de GES ramenées au litre de lait similaires pour les deux systèmes, mais le bilan net est meilleur dans les fermes CIVAM du fait de la séquestration du carbone par les prairies permanentes et les haies (Duru and Therond, 2015).

L'évaluation du bien-être animal met en cause la concentration, l'intensification et le caractère industriel de certains systèmes d'élevage, surtout ceux confinés. Ainsi, au mieux, le bien-être objectif (espace, nourriture, eau) est respecté mais rarement le bien-être subjectif, lié au comportement et à l'état émotionnel de l'animal. Plusieurs études montrent pourtant que renforcer le bien-être animal permet en général d'accroître les niveaux de performances individuelles des animaux (Coignard *et al.*, 2013 ; Veissier *et al.*, 2007) et leur santé (Bertoni *et al.*, 2016).

3.3.1.2 Les leviers d'action au niveau des systèmes: accroître l'efficacité des systèmes et recréer du lien au sol

3.3.1.2.1 La « modernisation écologique » des systèmes d'élevage en monogastriques par l'alimentation et l'aménagement des bâtiments

La « modernisation écologique » passe ici par une recherche d'efficacité alimentaire encore accrue. Pomar *et al.* (2014) ont montré qu'une alimentation de précision permettrait de réduire de 20 à 30 % les excréments d'azote et de phosphore dans des territoires où l'élevage porcin est très présent. Bien qu'encore peu décrite dans la littérature, cette démarche pourrait également bénéficier aux filières avicoles (Stacey *et al.*, 2004). Cependant, d'autres travaux concluent qu'un autre concept proche, la « *smart agriculture* », ne permettrait pas de réduire les émissions d'azote lorsque la concentration de l'élevage et la spécialisation des productions sont élevées. Améliorer l'efficacité alimentaire permet de valoriser le potentiel génétique des animaux et leur croissance rapide. L'indice de consommation des animaux se dégradant avec l'âge, les animaux à croissance rapide consomment non seulement moins d'aliments avant d'être abattus mais en plus ils les « valorisent » mieux. Ce faisant, les impacts environnementaux par animal peuvent baisser mais ils peuvent augmenter à l'échelle de l'exploitation si cela conduit une rotation plus rapide des bandes d'animaux présents dans l'année (accroissement de la production par unité de surface). Par ailleurs, améliorer les apports alimentaires signifie utiliser plus de céréales et de tourteaux d'oléo-protéagineux, qui entrent en compétition directe avec la production végétale pour l'alimentation humaine et qui ont des impacts délocalisés en Amérique du Sud notamment.

Dans les systèmes avicoles conventionnels, un travail conclut sur l'amélioration conjointe du bilan environnemental (émissions de GES et consommation d'énergie) et économique (coûts de production) en combinant une modification des caractéristiques nutritionnelles des rations (réduction de la part de tourteaux de soja), l'utilisation de bâtiments plus économes en énergie (rénovation ou construction) et un changement du schéma de production (alourdissement des animaux...). Ces innovations permettraient de réduire d'environ 65 % les émissions de GES, ainsi que les coûts de production du vif et du filet de 2 et 10 % (Dusart *et al.*, 2015).

³² Centres d'Initiatives pour Valoriser l'Agriculture et le Milieu rural

Pour le porc, Garcia-Launay *et al.* (2014) ont évalué par ACV l'influence d'une réduction de la teneur en protéines des rations grâce à l'utilisation d'acides aminés de synthèse, pour des porcs élevés sur caillebotis (avec production de lisier) ou sur litières (avec production de fumier). Le recours à l'alimentation de précision adaptée à la physiologie des porcins selon leur âge réduit la part des tourteaux de soja dans la ration à moins de 5 % sur l'ensemble de la période d'élevage, et diminue les impacts sur le changement climatique, l'acidification et l'eutrophisation (de l'ordre de -25 à -10 %). En comparaison d'un élevage sur caillebotis, la conduite sur litière émet environ 30 % de GES en plus, en raison d'émissions accrues de N₂O ; les autres indicateurs de consommation d'intrants, environnementaux et zootechniques restent proches ; son intérêt réside dans l'amélioration du bien-être des animaux et la réduction des nuisances olfactives (Bonneau *et al.*, 2008 ; Dourmad *et al.*, 2009).

Des réductions des impacts sur l'environnement sont aussi envisageables par des aménagements ou rénovations des bâtiments d'élevage existants (lavage d'air en sortie de porcherie...), et la conception de bâtiments "basse consommation" (meilleure isolation, récupération de chaleur...). Ainsi, Dourmad *et al.* (2014) ont récemment mesuré des écarts moindres, de l'ordre de 10-15 %, pour des élevages biologiques allemands et danois de plus grande taille et ayant des résultats techniques proches de ceux des systèmes conventionnels.

3.3.1.2 Gérer les compromis liés aux pratiques d'alimentation des ruminants et aux niveaux d'intensification des prairies

Le maïs fourrager, cultivé en plaine, est un composant majeur des rations de ruminants dans les territoires à haute densité animale. Doreau *et al.* (2011) et Nguyen *et al.* (2012) ont comparé l'impact environnemental de trois rations d'engraissement de taurillons. La ration à base d'ensilage de maïs est celle qui consomme le moins d'énergie ; elle procure la marge brute par taurillon la plus élevée ; mais, les carcasses sont plus grasses et la viande plus riche en acides gras saturés. La ration riche en concentrés minimise les émissions de méthane entérique par kg de gain de poids des taurillons, mais elle réduit la teneur en oméga-3 de la viande. La ration riche en foin a une empreinte carbone réduite si l'on prend en compte la séquestration du carbone par la prairie, et elle a le plus faible potentiel d'eutrophisation ; elle utilise nettement plus de surface mais peu de terres arables. Elle est de loin la plus favorable pour les impacts environnementaux rapportés à l'hectare, du fait du plus faible chargement du système.

L'intensification de la conduite des prairies est souvent présentée comme une manière de limiter l'emprise de l'activité d'élevage sur les écosystèmes naturels, tout en accroissant la production. Le niveau d'intensification auquel on maximise le niveau de production n'est toutefois pas le même que celui auquel on maximise les bénéfices environnementaux. Par exemple, c'est à des niveaux d'intensification des prairies pâturées assez faibles que la séquestration du carbone et le bilan des émissions de GES par unité de surface atteignent leur optimum, les émissions des animaux étant alors compensées par l'augmentation de la teneur en matière organique du sol (Soussana and Lemaire, 2014). Dans les territoires denses, où les prairies permanentes sont minoritaires ou marginales, l'enjeu est aussi de savoir si la prairie temporaire produit plus de services que les cultures concurrentes. En ce sens, des prairies semées de mélanges de graminées et légumineuses peuvent apporter plus de services environnementaux (Peyraud *et al.*, 2014b).

Plus globalement et pour tous les systèmes d'élevage, adopter les « Meilleures techniques disponibles » (MTD) en matière de logement, d'alimentation, et des technologies de collectes et de gestion des effluents offrent des opportunités de réduire drastiquement les émissions d'ammoniac (lavage d'air) et de transformer les effluents en fertilisants organiques (séparation de phase, séchage, compostage) transportables et valorisables (Loyon *et al.*, 2016).

3.3.1.3 Au niveau des territoires, optimiser l'usage des ressources, préserver le bocage et valoriser les produits

3.3.1.3.1 Des démarches collective pour transformer les déchets en coproduits

Les démarches d'économie circulaire favorisent le recyclage des effluents et déchets et les transforment en coproduits. Elles sont développées dans les territoires denses d'élevage entre des éleveurs de monogastriques et d'autres exploitants (céréaliers ou éleveurs de ruminants). Elles prennent la forme d'épandages chez des tiers, pratiqués par la majorité des éleveurs de porcs en Bretagne, de plans d'épandage collectifs comme en Catalogne, ou de banques de lisier comme aux Pays-Bas ou en Belgique. Ces pratiques sont courantes dans

plusieurs pays européens, toutefois leur mise en place rencontre des obstacles, comme en France, en raison de nuisances (olfactives, trafic routier), et ce malgré un intérêt environnemental confirmé par ACV (Lopez-Ridaura *et al.*, 2009).

Le traitement plus ou moins poussé des effluents pour la production de fertilisants organiques constitue une autre voie permettant le transfert d'éléments fertilisants sur de plus longues distances. Ces traitements permettent de réduire le volume à transporter, d'assurer une hygiène des produits et de les normaliser. C'est une pratique courante pour les fientes et litières de volailles qui peuvent être facilement séchées ou compostées et transportées vers les zones céréalières. Des démarches plus poussées existent également comme celle, en Bretagne, d'une société qui produit environ 50 000 tonnes des fertilisants organiques issus principalement d'effluents porcins, et réalise 15 % de ses ventes à l'export, notamment vers l'Asie.

Parallèlement, il existe des initiatives de gouvernance territoriale visant à recycler les lisiers de porcs, comme par exemple le Territoire à énergie positive de Le Mené avec l'usine de méthanisation Geotexia qui recycle les déchets verts de collectivités territoriales et le lisier issu de 30 exploitations. C'est également le cas du centre de traitement et de valorisation des déchets associé à l'abattoir de porcs de Lamballe, qui récupère et sèche les boues de ville d'une cinquantaine de communes du Grand Ouest. Les atouts des territoires liés à l'activité de méthanisation ont été examinés sur le cas de l'Allemagne. Les territoires y bénéficient d'une volonté politique d'accroître la part d'énergie renouvelable et d'un contexte réglementaire favorable qui présente l'avantage d'être national. Les digesteurs sont principalement localisés dans les zones à forte densité animale car les effluents d'élevage (provenant majoritairement des vaches laitières et des porcs) sont un substrat intéressant pour stabiliser le réacteur. Cependant, les cultures restent le premier substrat utilisé dans les digesteurs, en particulier l'ensilage de maïs. Il y a donc un compromis à trouver entre la production d'énergie renouvelable et faiblement émettrice de CO₂, et le développement de cultures énergétiques ou du maïs qui entrent en concurrence avec d'autres usages des terres et ont un fort impact en termes de qualité de l'eau, d'acidification, et d'appauvrissement de la biodiversité. Un atout pour ces territoires est que la propension à payer du consommateur pour la production d'énergie renouvelable est très élevée.

D'autres pistes d'économie circulaire restent plus marginales mais sont intéressantes car elles intègrent une coordination territoriale entre des acteurs de filières différentes, comme par exemple, la valorisation des sous-produits de biscuiterie, des résidus et écarts de tri de cultures légumières ou des drêches de céréales dans les rations des porcs et des volailles (Dumont *et al.*, 2013; Gliessman, 2007).

3.3.1.3.2 La valorisation des produits sous signe de qualité

Une alternative consiste à promouvoir le respect de l'environnement, du bien-être animal et de la qualité des produits. En Bretagne, plusieurs organisations de production de monogastriques (Les Fermiers d'Argoat, Coopérative des Fermiers de Janzé) valorisent leur production de porcs engraisés sur paille ou sur parcours, et de volailles fermières Label rouge ou IGP.

Par rapport au système conventionnel, les élevages de porcs Label rouge fermier ou biologique présentent des émissions de GES supérieures (respectivement 50 et 70 % dans une étude de Basset-Mens et van der Werf (Basset-Mens and van der Werf, 2005), et plus globalement, des impacts environnementaux par kg de carcasse ou de poids vif de 20 à 70 % plus élevés pour toutes les catégories évaluées, du fait de moins bons indices de consommation (da Silva *et al.*, 2014; Dekker *et al.*, 2011 ; Dourmad *et al.*, 2014). La mortalité plus élevée des porcelets pénalise en outre les performances économiques. La production biologique de porc nécessite 120 % de plus de surface par kg de produit car les truies sont en plein-air et que le rendement des cultures alimentaire pour les animaux est moindre. L'impact à l'hectare des systèmes Label et biologique est en revanche plus faible que celui de l'élevage conventionnel du fait de l'utilisation de parcours durant la phase d'engraissement.

3.3.1.3.3 Préserver les prairies et les infrastructures paysagères

Du côté des élevages de ruminants, les leviers d'action envisagés au niveau du territoire portent sur une optimisation de l'usage de l'herbe et un maintien ou une préservation des caractéristiques herbagères et bocagères des territoires, même si les surfaces concernées sont limitées.

Accroître l'utilisation de l'herbe pâturée diminue le poste des intrants et génère moins de pollutions que le maïs fourrager. La logique n'est pas d'intensifier la conduite des prairies, mais plutôt de se situer à des niveaux qui permettent de bénéficier des régulations biologiques naturelles. Planter du trèfle blanc enrichit le fourrage en

azote et accroît les transferts de fertilité (Delaby *et al.*, 2016). Le recours à la fertilisation minérale est alors très limité, et l'usage des pesticides réduit. L'éleveur, moins dépendant des achats extérieurs accroît son autonomie de décision. La charge de travail n'est pas nécessairement réduite mais le travail est vécu comme plus épanouissant. Plusieurs études montrent que la marge brute des exploitations herbagères peut augmenter grâce à la forte baisse des charges opérationnelles et que ces exploitations de taille moyenne sont aussi plus facilement transmissibles (Bonaudo *et al.*, 2014; Dumont *et al.*, 2013).

Les atouts environnementaux d'une conduite de l'élevage à l'herbe varient selon les pratiques et les types de prairies. Une prairie semée fournit certains services écosystémiques de régulation (lutte contre le ruissellement érosif...), mais pas la totalité de ceux fournis par une prairie permanente dont la diversité floristique et faunistique est bien supérieure. L'intérêt productif et environnemental des prairies semées ne doit donc pas masquer le rôle majeur des prairies permanentes dans la conservation de la biodiversité et le maintien des services écosystémiques associés. La biodiversité perdue par le retournement d'une prairie ne peut en effet pas toujours être restaurée, surtout si la banque de graines locale est appauvrie. Certes, le semis ou le sur-semis de mélanges associant des légumineuses et d'autres dicotylédones permettent de créer plus rapidement des prairies « multifonctionnelles » (Bradbury *et al.*, 2010; Mortimer *et al.*, 2006). Mais la préservation de prairies semi-naturelles reste un enjeu majeur, dans un contexte où leurs surfaces sont en forte régression.

Dans les territoires de bocage, la préservation des haies et bords de parcelles a également une importance majeure pour la biodiversité végétale, l'entomofaune, l'avifaune et les micromammifères. Savoir si la préservation des haies et infrastructures paysagères permet d'accroître les services intrants fait toutefois débat, ces habitats pouvant être des refuges pour des auxiliaires des cultures mais aussi pour des ravageurs. Les haies contribuent aussi à l'esthétique des paysages, et connectent les habitats au sein du paysage. Ces bénéfices varient selon l'agencement des haies, et l'entretien d'un vaste réseau de haies représente un coût (et du temps de travail) pour les éleveurs et, parfois, pour les collectivités territoriales. Une approche participative permettant aux différents acteurs locaux d'élaborer une vision commune des services à atteindre et des solutions envisageables, développée par Groot *et al.* (2007; 2010), a permis d'optimiser l'implantation de nouvelles haies dans un bocage du nord des Pays-Bas.

3.3.1.4 Conclusion

Pour les territoires caractérisés par de hautes densités animales et une faible place laissée aux surfaces toujours en herbe, l'enjeu est de recréer du lien au sol. Cela implique d'augmenter les surfaces en herbe pour les ruminants, et de réduire la densité de l'élevage en la mettant en adéquation avec les potentialités du milieu. L'usage des intrants de synthèse baisse alors, tout comme les niveaux de production et les pollutions. Un équilibre délicat reste à trouver au niveau de ces territoires pour tenter de favoriser les services de qualité environnementale. L'augmentation des légumineuses dans les rotations peut jouer un rôle important pour augmenter les niveaux de production tout en améliorant la qualité des sols et en limitant les intrants minéraux azotés. Dans un scénario « gagnant-gagnant », elle permet à la fois de nourrir les animaux, de diversifier les paysages et de réduire les risques de fuite d'azote vers le milieu. En élevage de monogastriques, les améliorations portent sur la conduite du cheptel en bâtiments, son alimentation et la gestion des effluents à une échelle territoriale pour la mettre également en adéquation avec les potentialités du milieu. Les démarches de qualité améliorent le bien-être animal qui est un enjeu social important.

3.3.2 Territoires herbagers essentiellement basés sur l'utilisation des « services intrants », et la valorisation des paysages

Le second type de territoire d'élevage concerne essentiellement l'élevage de ruminants et se caractérise par la recherche d'un degré d'autonomie élevé. La logique est ici d'adapter les pratiques aux potentialités du milieu sans nécessairement chercher à maximiser la production (Delaby and Fiorelli, 2014). Les systèmes visent à réduire les niveaux d'intrants constituant la ration de base, d'où un recours privilégié à la prairie. Ils n'excluent cependant pas l'achat d'aliments concentrés, notamment en zones de montagne où les conditions pédoclimatiques ne permettent pas leur production sur l'exploitation. Les territoires à dominante herbagère offrent des bouquets de services moins productifs que le premier type mais présentent des atouts, comme une bonne image auprès du consommateur en termes de préservation de l'environnement et de qualité des produits (Figure 24). Si les territoires herbagers ont un certain nombre de caractéristiques communes, on y a distingué trois types comme dans l'exercice de typologie européenne des territoires d'élevage (section 3.2.2), selon le niveau de densité animale (haute, moyenne et faible

densité) celui-ci dépendant principalement du rendement des prairies. Ces territoires correspondent aux cas d'étude des AOP du Massif central, de la Franche-Comté, des Alpes suisses, de l'Irlande, des marais et des systèmes transhumants méditerranéens (Figure 25). La plupart des caractéristiques communes aux territoires herbagers se retrouvent dans le cas d'une densité animale moyenne, le plus représenté tant en surface agricole qu'en nombre d'animaux au niveau européen.

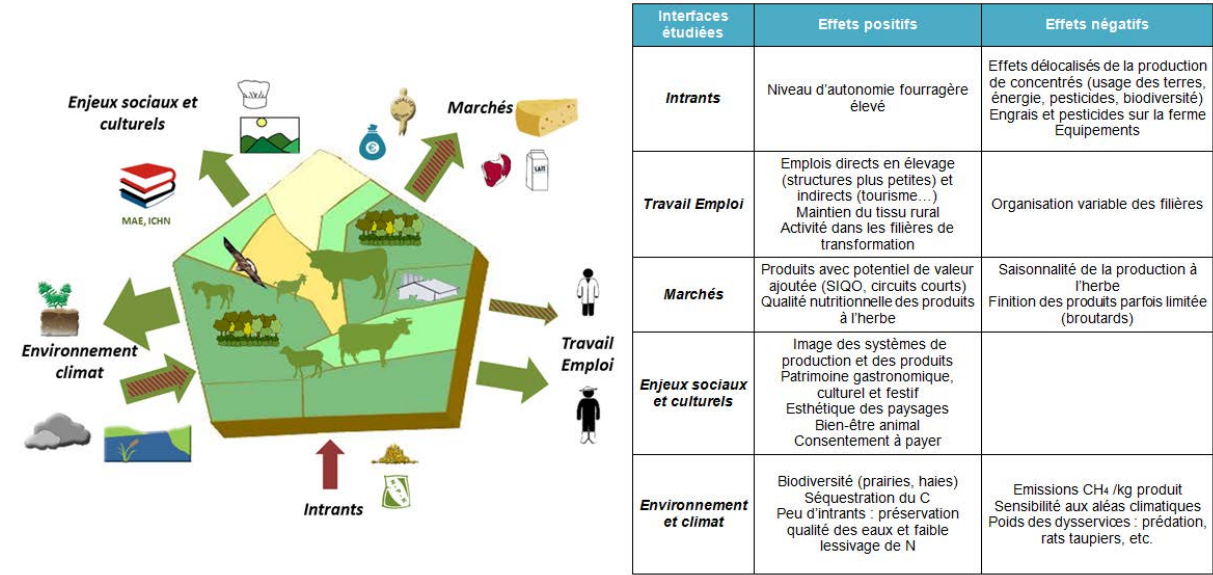


Figure 24 : Schéma du bouquet de services correspondant aux territoires herbagers ayant une densité animale moyenne

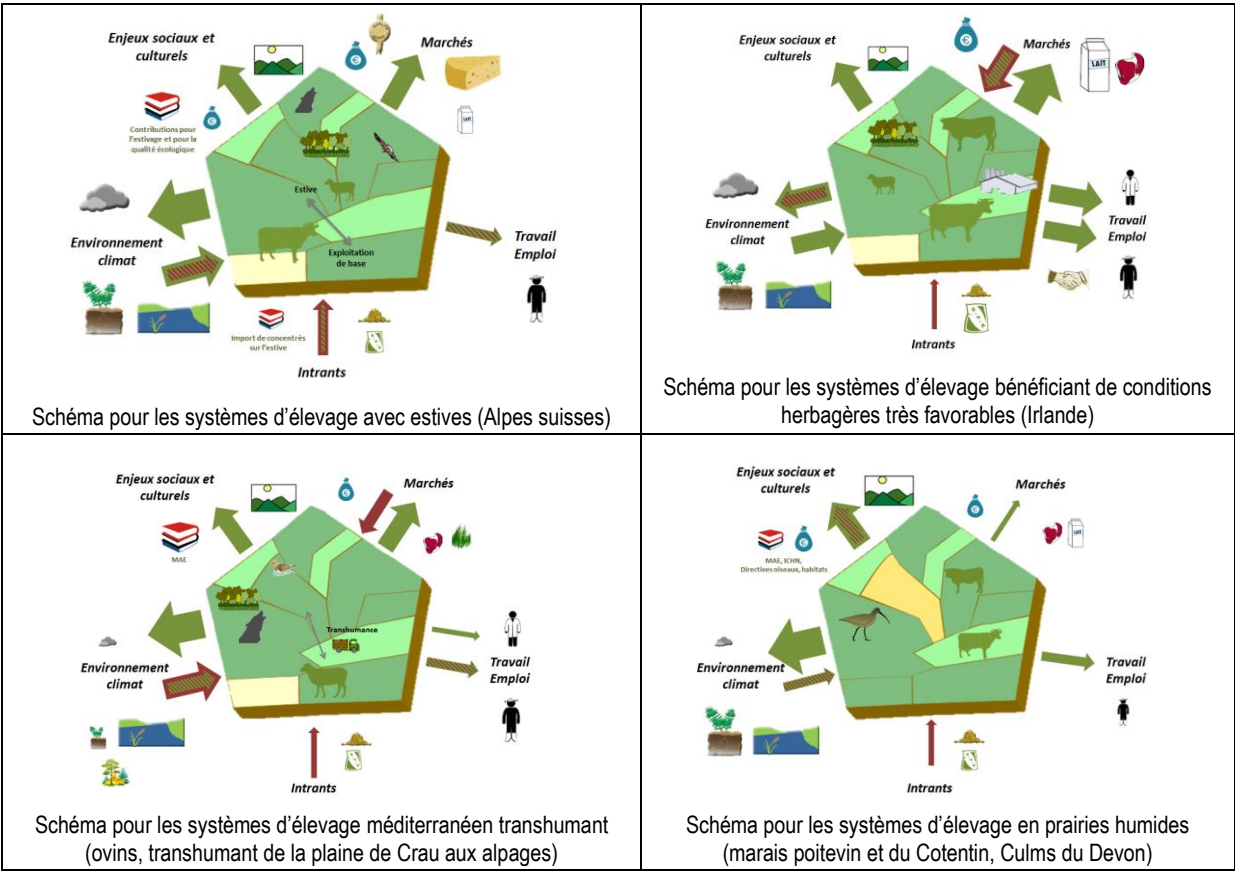


Figure 25 : Illustration de variations possibles du bouquet de services issus des élevages herbagers selon les conditions pédoclimatiques (voir détail en annexe)

3.3.2.1 Territoires herbagers de moyenne densité animale : un bouquet de services tourné vers l'autonomie alimentaire avec des opportunités de valorisation du patrimoine local

La caractéristique majeure de ces systèmes herbagers consistant à valoriser en priorité les ressources disponibles localement, cela réduit d'abord l'achat d'aliments et l'utilisation d'intrants de synthèse (produits phytosanitaires, engrais et mécanisation) ; une part importante du fourrage est produite sur l'exploitation. Le niveau de production par animal ou par unité de surface est en général plus faible que dans les territoires denses en animaux. Les races sont adaptées aux conditions environnementales, la robustesse étant un critère important (Phocas *et al.*, 2016). La recherche d'autonomie rend ces systèmes relativement moins sensibles aux aléas économiques (Delaby and Fiorelli, 2014), sans néanmoins les en affranchir.

Ces systèmes fortement adaptés à leur environnement font partie intégrante de l'identité des territoires où ils sont ancrés. Leurs productions sont souvent valorisées à l'aide de signes officiels de qualité de type AOP/IGP. Une telle voie n'est cependant pas systématique et des variations existent autour de cette tendance générale (comme en Irlande par exemple). D'une part, la motivation productive est forte chez certains éleveurs qui voient en la maximisation de la production le moyen privilégié d'accroître le revenu. Par ailleurs, certains cahiers des charges AOP tolèrent des niveaux d'apports de concentrés élevés (jusqu'à 1 800 kg par vache).

Ces systèmes sont dépendants des écosystèmes semi-naturels locaux, qu'ils façonnent. La fauche ou le pâturage des animaux entretiennent prairies et parcours qui, eux-mêmes, fournissent des services écosystémiques utilisés par d'autres productions (apiculture, arboriculture...) et d'autres secteurs de l'économie locale (tourisme). La contrepartie de cette forte intégration aux écosystèmes est une plus grande sensibilité à des perturbations de nature environnementale : incertitude climatique qui module la pousse de l'herbe, prédation, invasion de campagnols terrestres, parasitisme.

Les conditions de production de ces systèmes -durées d'élevage des animaux plus longues, pâturage...- font qu'ils génèrent plus d'émissions de GES par unité de produit que les élevages du type haute densité animale. Du fait de leur faible densité animale et du rôle des prairies permanentes dans la séquestration de carbone, leurs impacts environnementaux par unité de surface restent en général limités, notamment pour des impacts locaux comme l'eutrophisation des cours d'eau. Par ailleurs, ces systèmes entrent peu en concurrence avec l'alimentation humaine notamment lorsqu'ils utilisent majoritairement des terres sur lesquelles on ne pourrait pas faire de cultures : prairies d'altitude souvent en pente, parcours ou zones humides.

Sur le plan des débouchés, les produits peuvent faire l'objet de valorisations marchandes très variées (SIQO, circuits courts, vente directe, actions de patrimonialisation, notamment dans des cadres touristiques...). Le développement important, ces trente dernières années, d'une économie de la qualité dans le domaine alimentaire (Nicolas *et al.*, 1995 ; Valceschini and Lagrange, 2007) montre que ces produits sont prisés par un nombre croissant de consommateurs. Dans le cas de productions sous appellation géographique, la typicité des territoires est indissociable de l'image de ces systèmes de production et de leurs produits. Ces systèmes étant souvent présents de longue date dans les territoires, ils contribuent aussi à leurs traditions culturelles : transhumance, courses camarguaises, etc.

Sur le plan de l'emploi, les systèmes herbagers bas-intrants présentent une structure différente de celle des systèmes du type haute densité animale peu herbagers. Leur plus faible productivité par hectare pourrait laisser penser que les exploitations nécessitent une surface supérieure pour dégager un revenu comparable, et qu'elles créent moins d'emplois à l'échelle du territoire. Or, même avec des niveaux de chargement plus faibles, les revenus par hectare peuvent s'avérer comparables à ceux de systèmes plus intensifs d'un même territoire. Dans le Montmorillonnais, par exemple (Benoit *et al.*, 1997), les fermes ovines spécialisées (avec moins de 10 % de cultures dans la SAU) et faiblement chargées (en moyenne 0,95 UGB/ha) ont un revenu par hectare légèrement supérieur à celui des exploitations les plus intensives (chargement moyen de 1,37 UGB/ha) ; les revenus sont donc comparables avec des effectifs animaux 30 % plus faibles pour une même surface agricole. Par ailleurs, Garambois et Devienne ont montré que les élevages herbagers avaient en général des surfaces d'exploitation inférieures à celle des exploitations intensives, ce qui accroît la densité des fermes à l'échelle du territoire (Garambois and Devienne, 2010). Dans les systèmes AOP, la structuration des filières est très variable, ce qui génère des effets contrastés sur l'emploi dans les territoires. Dans les territoires à faible densité de population, ces élevages jouent cependant, dans la plupart des cas, un rôle prépondérant dans le maintien du tissu social. Ce type d'élevage peut également permettre la pluriactivité des exploitations comme des territoires ruraux : activités d'accueil, association entre élevage et tourisme, etc.

3.3.2.2 Un bouquet de services modulé par le niveau d'intensification des prairies

Les territoires herbagers à haute densité animale sont localisés dans des zones de rendements herbagers élevés où les conditions conviennent généralement peu à la culture du maïs (ensoleillement insuffisant, labour difficile). Ils sont caractérisés par une conduite intensive des prairies, réalisant des économies de taille et de spécialisation similaires à celles des territoires à haute densité animale peu herbagers. Ce type de territoire semble souvent être associé à une importante production laitière (Irlande, Pays-Bas, Manche, Suisse, Sud de l'Allemagne, Galice).

La stratégie territoriale du cas irlandais se démarque. En soutenant le développement des filières bovines, notamment laitières, le gouvernement irlandais cherche à tirer parti du climat favorable à la pousse de l'herbe en s'orientant vers un modèle agro-exportateur, s'appuyant sur l'augmentation du cheptel, de la productivité à l'hectare et des rendements animaux. En effet, les avantages économiques et environnementaux d'une telle stratégie sont réels : autonomie alimentaire, coût de production le plus bas d'Europe, maintien des prairies et protection des paysages, préservation de la biodiversité. Toutefois, ce développement se heurte aux risques accrus de lixiviation du nitrate par l'intensification de la conduite des troupeaux ; les marges de progrès pour réduire davantage les émissions de GES apparaissent également faibles. Néanmoins ce modèle apparaît, pour le moment, comme un succès et a permis d'attirer de jeunes éleveurs bien formés dans le secteur laitier. Avec près de 90 % de sa production laitière destinée à l'exportation et en s'éloignant du marché européen, l'Irlande prend toutefois un risque important ; le succès à long terme de ces choix dépendra de son adaptation aux fluctuations imprévisibles des cours mondiaux.

Les territoires herbagers de faible densité animale sont, quant à eux, caractérisés par des conditions de milieu spécifiques qui limitent les rendements fourragers. Les élevages y entretiennent des écosystèmes à haute valeur patrimoniale comme les zones humides ou les pelouses sèches, et des paysages caractéristiques tels que les prés de fauche fleuris au printemps, les paysages de causses ou encore les prairies d'alpage. Les niveaux de productivité et de rentabilité économique sont en général plus faibles que dans les autres zones herbagères, ce qui explique la dépendance des exploitations d'élevage aux aides publiques. L'enjeu clé est ainsi le maintien voire l'augmentation de la production et de la valeur ajoutée sans dégrader les services environnementaux. Une partie du recul des prairies permanentes en France est en effet attribuée à la déprise agricole dans les zones les moins productives et les plus difficiles à exploiter comme les prairies de montagne.

3.3.2.3 Les leviers d'actions

Les menaces qui pèsent sur les systèmes herbagers proviennent à la fois de l'intensification des pratiques agricoles et des dynamiques démographiques et économiques de déprise agricole.

L'exemple du Massif central illustre le premier type de risque : le développement de l'ensilage d'herbe qui exploite très précocement les couverts, semble une menace plus importante pour la biodiversité que l'intensification locale de quelques parcelles (Carrère *et al.*, 2002). Le cas de l'Irlande montre également une situation où le développement d'une filière laitière intégrée dans les marchés mondiaux risque d'accroître ses pressions environnementales.

Les Pyrénées fournissent un exemple de risque de déprise : les tendances actuelles de diminution du nombre et d'agrandissement des exploitations concentrent la fauche et le pâturage en fond de vallée, et délaissent les zones de pentes intermédiaires, plus difficilement exploitables, mais dont l'entretien est particulièrement important pour le maintien de paysages ouverts et la préservation du patrimoine bâti (Gibon *et al.*, 2015).

3.3.2.3.1 Raisonner l'utilisation des prairies par une approche systémique de l'alimentation, la santé et l'environnement (logique agro-écologique)

A l'échelle parcellaire, l'arbitrage entre performances productive et environnementale se joue dans la conduite des prairies. Le choix de leur période d'exploitation apparaît comme un facteur clé. Le pâturage ou la fauche tardifs augmentent l'intensité de floraison et la valeur esthétique des prairies, accroissent la diversité des insectes présents (dont les pollinisateurs) et favorisent la nidification de nombre d'espèces d'oiseaux, sans nécessairement réduire le chargement, ni les performances animales (Farruggia *et al.*, 2012 ; Scohier *et al.*, 2013 ; Sjödin, 2007). Réduire le chargement animal et le niveau de fertilisation minérale et organique des prairies semi-naturelles permet généralement d'accroître leur richesse floristique et faunistique (Dumont *et al.*, 2009 ; Jerrentrup *et al.*, 2014 ; Klimek *et al.*, 2007), mais risque d'affecter les quantités de lait ou de viande produites par

unité de surface. Les compromis les plus intéressants consistent à diversifier les conduites de pâturage ou de fauche, les parcelles dont l'exploitation est différée ou peu intensive permettant de compenser les effets d'une utilisation intensive d'autres parcelles (Franzen and Nilsson, 2008). C'est le principe des surfaces de compensation écologique instauré dès le milieu des années 1990 en Suisse, et qui impose une gestion environnementale sur 7 % des surfaces exploitables d'une ferme. Ces objectifs de conservation de la biodiversité peuvent réduire les niveaux de production et amener à un surcroît de travail (par exemple, pour gérer de petites parcelles ou entretenir des haies). Les mesures agri-environnementales sont alors un levier d'incitation nécessaire.

A l'échelle de l'exploitation, en zone de montagne, Farruggia *et al.* (2014) ont montré un bon fonctionnement du système fourrager permet de disposer de fourrages de bonne valeur nutritive tout en préservant la biodiversité des prairies. L'objectif de préservation de la biodiversité prairiale conduit à conserver des prairies riches en légumineuses (Goulson *et al.*, 2005), des bandes enherbées en bordure de parcelles cultivées (Marshall *et al.*, 2006) et promeut une utilisation diversifiée des surfaces (Weibull *et al.*, 2000). Le résultat du compromis dépend alors de la proportion des différents types d'usages agricoles dans l'exploitation ainsi que du type d'exploitation. L'alimentation à l'herbe préserve, on l'a vu, les résultats économiques de l'élevage et améliore l'impact environnemental (Benoit and Dakpo, 2012 ; Veyssset *et al.*, 2015) et permet le maintien d'une activité et d'un paysage ouvert.

La maîtrise de la reproduction des animaux (Pires *et al.*, 2015) et la question des génotypes sont importantes dans les systèmes très bas-intrants qui sollicitent les capacités adaptatives des animaux. On cherche en priorité des races caractérisées par leur rusticité, leur capacité de « finition » des animaux à l'herbe, leur résistance au parasitisme, leur aptitude à la marche, leur résistance au froid ou à l'humidité et leur autonomie de mise bas (Boissy *et al.*, 2005 ; Grandin and Deesing, 2014). Associer plusieurs espèces (ovins et bovins...) pour bénéficier des synergies permises par la mixité (Dumont *et al.*, 2013) constitue une autre option technique. La mixité permet une meilleure utilisation des couverts pâturés, une diminution de la pression parasitaire et une diversification des productions qui rend l'exploitation moins sensible aux aléas climatiques. Cette option nécessite que l'éleveur acquière des compétences supplémentaires, et gérer plusieurs troupeaux alourdit sa charge de travail. Actuellement, peu de références sont disponibles pour optimiser la conception et la gestion de tels systèmes.

3.3.2.3.2 Développer la gestion et la concertation à l'échelle du territoire

L'échelle du paysage offre des leviers supplémentaires pour concilier performances productives et écologiques des territoires en jouant sur l'agencement spatial des différents types fonctionnels d'usages agricoles (Sabatier *et al.*, 2014). Les haies, les arbres isolés, les murets, les bandes enherbées, etc. revêtent une importance majeure pour la biodiversité en tant qu'habitats et ressources alimentaires. Les paysages de bocage sont exemplaires à cet égard ; leur cohésion spatiale augmente avec la longueur totale des haies. Des chercheurs ont modélisé un schéma d'aménagement peu coûteux qui connecte les réseaux de haies existants par de nouvelles haies positionnées de manière orthogonale aux premières afin d'améliorer à la fois leur fonction de corridor, la perception visuelle du bocage et sa valeur culturelle (Groot *et al.*, 2010). Par ailleurs, les nouvelles formes d'organisation collective permettant la valorisation des haies en bois énergie peuvent améliorer les revenus agricoles et rémunérer le travail d'entretien des haies.

Cette gestion à l'échelle du territoire peut être favorisée par des démarches participatives qui permettent de parvenir collectivement à prioriser les services attendus, de réfléchir à différents scénarios de gestion du territoire, et de trouver des solutions d'aménagement de l'espace susceptibles d'être adoptées par l'ensemble des acteurs locaux. Dans le cas des prairies alpines, Lamarque *et al.* (2014) ont tenté de comprendre comment la connaissance des services écosystémiques et de leur valeur influençaient les pratiques des éleveurs ; par un jeu de rôle, ceux-ci pouvaient apprécier les conséquences de leurs pratiques et les adapter afin d'améliorer le niveau des services fournis. Plus globalement, une gouvernance territoriale impliquant les gestionnaires des ressources naturelles et les acteurs de l'élevage semble nécessaire pour développer des solutions pérennes dans les territoires à forts enjeux naturels. Ces formes de gouvernance peuvent passer par divers dispositifs tels que les mesures agro-environnementales ou les baux ruraux environnementaux. La recherche de compromis est facilitée par des démarches participatives intégrant les différents acteurs concernés, y compris les professionnels du tourisme et les acteurs ayant un usage récréatif de ces espaces, dont les promeneurs et les chasseurs.

3.3.2.3.3 La valorisation par des signes de qualité

La labellisation des produits animaux par des signes de qualité (appellations d'origine, labels, AB...) est un levier économique efficace et compatible avec un haut niveau d'exigences environnementales. L'organisation des filières prend une importance majeure. Des gouvernances territoriales de filières garantissant la transparence des prix et des mécanismes institutionnels de régulation permettent de préserver l'avantage compétitif procuré par le lien entre le produit et le territoire. De telles configurations institutionnelles sont de plus favorables à la vitalité territoriale. Ces filières, souvent présentées comme des « modèles » ne sont pas forcément « reproductibles » partout. Ces modèles eux-mêmes peuvent aussi montrer des signes d'essoufflement (AOP Laguiole, AOP Comté). Dans le Massif central, le prix du foncier est un enjeu dans certaines zones du fait de la logique d'attribution des primes. Les articulations entre gouvernances sectorielle et territoriale constituent un maillon essentiel de toutes ces réflexions.

3.3.2.4 Conclusion

Les territoires herbagers autonomes se caractérisent par un fort recours au pâturage qui permet de valoriser des milieux difficilement utilisables pour d'autres productions. Par là-même, l'élevage permet d'y maintenir une grande diversité de services : environnementaux en maintenant les écosystèmes de prairies, sociaux en participant à la cohésion du tissu rural, patrimoniaux en participant à l'identité culturelle des territoires. Mais, dans une conjoncture économique difficile, dans laquelle ces services ne sont que partiellement valorisables, les territoires herbagers sont soumis à la double menace de l'intensification et de l'abandon. L'expertise met en avant plusieurs leviers pour limiter ces risques, mais leur efficacité reste très dépendante des conditions pédoclimatiques ; les solutions ne peuvent donc être envisagées qu'en adéquation avec le contexte local.

3.3.3 Territoires de polyculture-élevage : une complémentarité entre cultures et élevages qui peut être remise en cause par une concurrence au profit des cultures

En associant productions animales et végétales, les systèmes de polyculture-élevage pourraient fournir de nombreux services : une réelle intégration entre cultures, élevage et prairies représente un moyen efficace de boucler les cycles biogéochimiques et, en particulier, de recoupler les cycles du carbone et de l'azote (Soussana and Lemaire, 2014). Dans l'idéal, les animaux sont le plus possible nourris avec des céréales ou des protéagineux produits localement, et leurs déjections fertilisent les terres cultivées, ce qui permet de réduire la fertilisation minérale. Ces services intrants améliorent la qualité des sols et contribuent à l'hétérogénéité des paysages (Moraine *et al.*, 2014 ; Ryschawy *et al.*, 2015). Ainsi, les systèmes de polyculture-élevage représentent-ils un modèle théorique éco-efficace d'agriculture, qui permet de hauts niveaux de production par unité de surface tout en limitant l'usage des intrants de synthèse et les pollutions (Wilkins, 2008).

Dans la pratique, la complémentarité entre les ateliers qui est à la base des propriétés du système n'est pas toujours effective ou ne l'est que partiellement (Sneessens *et al.*, 2014). En cas de déconnexion entre les ateliers, les exploitations de polyculture-élevage n'ont alors pas de meilleures performances économiques et environnementales que les fermes d'élevage spécialisées (Ryschawy *et al.*, 2012 ; Veyssset *et al.*, 2010 ; Veyssset *et al.*, 2014). Produire à la fois des cultures et des produits animaux tamponne cependant, dans tous les cas, les fluctuations interannuelles des marchés. Ce type de systèmes correspond aux cas-types déclinés autour du bassin Tarn-Aveyron, du Montmorillonnais, de la Bresse et de la Picardie, et aux systèmes de poulets labels ; il est schématisé en figure 26.

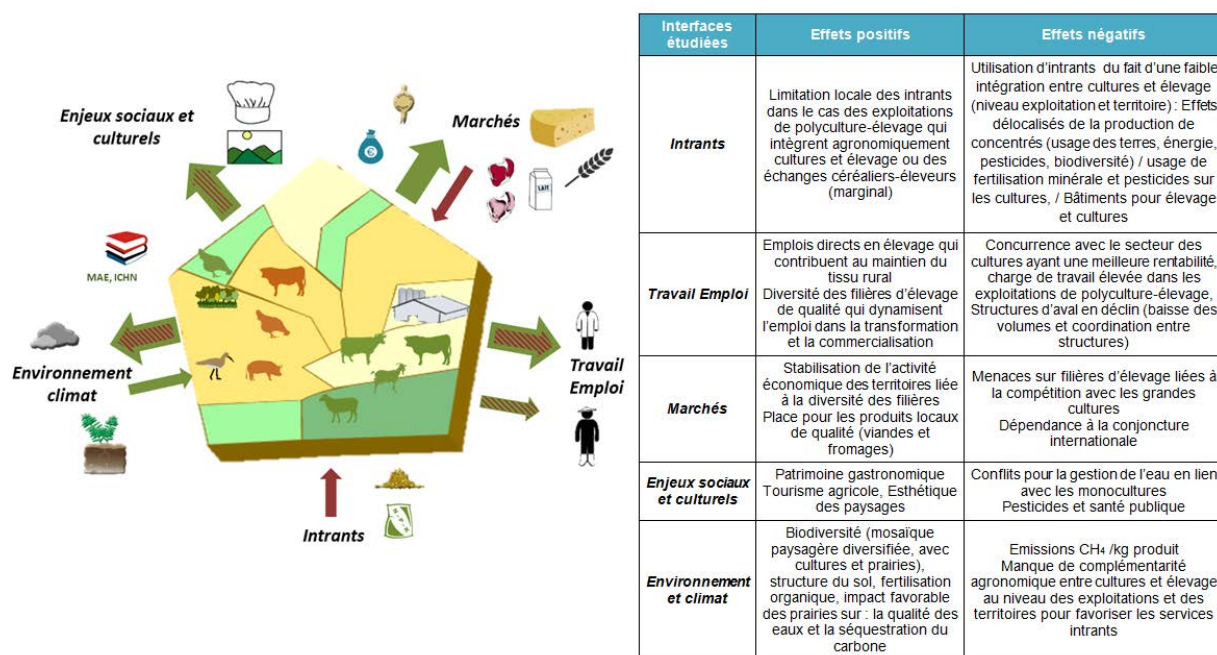


Figure 26 : Bouquet de services correspondant aux territoires de cohabitation entre cultures et élevages

3.3.3.1 Un bouquet de services appauvri du fait d'une dissociation et du recul de l'élevage dans les territoires

Dans les territoires où cohabitent élevage et cultures, l'élevage a souffert et souffre encore d'une forte concurrence avec les cultures, dont le développement a été favorisé de longue date par un marché porteur et des subventions importantes (SCOP, irrigation, drainage...). Les exploitations de polyculture-élevage se maintiennent ainsi dans des zones moins défavorisées, où les cultures ne peuvent pas être mises en place partout (pente, zone humide...).

La spécialisation des territoires, liée à ces mêmes orientations de marché et de politique publique en faveur des grandes cultures, est un problème plus important que la spécialisation des exploitations. Cette tendance à la spécialisation des territoires est renforcée par des problèmes d'organisation et de charge de travail en élevage, comme décrits pour le Montmorillonnais, le bassin Tarn-Aveyron et la Picardie. On observe toujours une tendance à l'hyperspécialisation de petits territoires en grandes cultures, en particulier pour le maïs semences, production très rémunératrice mais consommatrice d'eau. Dans le Montmorillonnais, de moins en moins d'exploitations maintiennent de l'élevage et les prairies sont largement menacées. Cet abandon conduit à un appauvrissement en matière organique des sols aujourd'hui largement reconnu et à une simplification des paysages. Au contraire, dans des territoires où l'élevage conserve une place significative, la diversité de paysages est favorable à la biodiversité et les problèmes environnementaux sont moins prégnants. Dans le bassin Tarn-Aveyron, par exemple, les acteurs locaux mettent en avant la renommée et la diversité des filières de qualité locales associées à des élevages de monogastriques nourris par du maïs local (oies et canards gras). La coexistence de ces systèmes est une richesse en termes de paysage, d'offre gastronomique pour les touristes et de qualité environnementale.

De grandes questions se posent quant au maintien des exploitations de polyculture-élevage face à : i) la tendance à la diminution de la main-d'œuvre disponible en agriculture et les contraintes spécifiques liées à l'élevage (Montmorillonnais), ii) la perte de compétences liée à l'arrêt de l'élevage dans les exploitations et dans certains territoires (Picardie), iii) la compétitivité relative de l'élevage souvent faible face à celle des grandes cultures (diminution de l'élevage en contexte pédoclimatique favorisé - Tarn-Aveyron).

Le repli observé résulte en général d'un déficit de main-d'œuvre et/ou d'organisation du travail au sein de l'exploitation de polyculture-élevage, qui a conduit certains acteurs à se mobiliser autour du maintien de l'élevage et de ses atouts (Picardie). Dans certaines zones néanmoins, le maintien des exploitations de polyculture-élevage ou de poly-élevage a été favorisé par l'existence de cahiers des charges bien établis et de mécanismes

de labellisation (SIQO) assurant une rémunération de la qualité des produits, et qui a permis le maintien d'une identité territoriale et d'un tissu rural importants (Bresse).

3.3.3.2 Leviers d'actions : renforcer le lien au sol dans les exploitations de polyculture-élevage

Dans les territoires de cohabitation entre cultures et élevages, les leviers d'action s'appuient sur la diversification des rotations pour accroître l'autonomie alimentaire au niveau de l'exploitation, le développement de systèmes valorisant la qualité, et au niveau territorial sur l'association entre exploitations d'élevage et de cultures spécialisées.

3.3.3.2.1 Diversifier les rotations pour accroître l'autonomie alimentaire des élevages

Le levier principal pour améliorer les systèmes techniques de polyculture-élevage réside dans la diversification des rotations et des assolements pour améliorer l'autonomie en intrants, en particulier sur l'alimentation des animaux. Pour les ruminants, l'insertion de légumineuses dans la rotation, pures ou en mélange, réduit les besoins en fertilisation azotée, améliore la qualité des sols, et leur capacité de drainage (Kragt and Robertson, 2014). Cette option fait également partie des mesures à coût nul, identifiées par Pellerin *et al.* (2013), pour limiter les émissions de GES de l'agriculture française.

D'autres options, préservant la sole en cultures de rente, sont possibles et testées. Les cultures intermédiaires renforcent l'autonomie alimentaire des troupeaux. Le pâturage des résidus de cultures peut également être envisagé, y compris en hiver. Des ruminants ou volailles peuvent aussi être insérés avec succès dans des cultures pérennes enherbées : moutons dans les vignes, canards pour éliminer les ravageurs et adventices dans des rizières, oies sous noyers. Enfin, l'introduction de ressources fourragères arbustives ou arborées permet de limiter la sensibilité du système au climat. Ainsi, des pratiques variées peuvent être combinées dans un système de polyculture-élevage diversifié : elles restent à adapter en fonction du contexte tant pédoclimatique qu'économique. Des cas d'exploitations d'agriculteurs innovants (dans l'Orne, le Tarn, le Gers...) et de fermes expérimentales (domaine INRA de Mirecourt) confirment qu'il est possible de combiner diverses voies.

Ces systèmes peuvent nécessiter l'utilisation de génotypes animaux capables de valoriser des ressources alimentaires moins conventionnelles et de s'adapter à des conditions climatiques variables hors bâtiment.

3.3.3.2.2 Développer des productions animales de qualité

Un autre levier du maintien de l'élevage dans les territoires de polyculture-élevage est le développement de systèmes valorisant une image positive des produits liée à leur qualité. En effet, les exploitations de polyculture élevage et de poly-élevage françaises certifiées bio ou qui commercialisent une partie de leur produits en circuit court semblent générer plus d'emploi en France (+0,2 à +0,9 ETP par exploitation) que les exploitations ne s'engageant pas dans de telles démarches (Bertin *et al.*, 2016).

En aviculture, différents systèmes visent à répondre aux attentes des consommateurs en matière de goût et de bien-être animal. Les volailles élevées sur parcours jouissent d'une bonne image auprès du consommateur qui reconnaît leur qualité gustative. Ces systèmes peuvent cependant générer des pollutions lorsque les animaux se concentrent près des bâtiments et n'explorent pas l'intégralité du parcours. L'efficacité alimentaire est aussi plus faible pour les poulets labels ou bio, en raison de durées d'élevage plus longues (le ratio protéines végétales/protéines animales est de 2,8 en système bio contre 1,9 en production standard ; ITAVI, 2013).

Pour la production de foie gras, des techniques alternatives au gavage, qu'une partie de la population ne juge plus acceptable, sont recherchées. Des méthodes d'auto-gavage, fondées sur un comportement d'hyperphagie induit par les conditions d'élevage, sont ainsi testées chez l'oie landaise. Cette technique améliore le bien-être animal et les conditions de travail de l'éleveur, mais elle dégrade les performances environnementales en raison d'indices de consommation plus élevés. En outre, les foies fournis sont moins appréciés des dégustateurs, ce qui est problématique pour un produit de tradition gastronomique.

3.3.3.2.3 Des approches territoriales pour coordonner les exploitations spécialisées de cultures et d'élevage

En raison de verrous techniques et organisationnels pour réintroduire des animaux dans des exploitations de grandes cultures, on peut envisager des échanges entre exploitations céréalières et d'élevage afin de conserver

l'intérêt du couplage des deux types de production sans ajouter de contraintes de main-d'œuvre supplémentaires (Moraine *et al.*, 2016). Une telle coordination peut favoriser le maintien des éleveurs. De leur côté, les céréaliers bénéficient de fertilisants organiques pour leurs terres et d'opportunités pour diversifier leurs assolements et rotations grâce à la création de nouveaux débouchés en alimentation animale, dans un contexte où l'absence de marché constitue l'un des principaux freins à la diversification des cultures (Meynard *et al.*, 2013).

Les coopératives pourraient jouer un rôle dans l'organisation de cette polyculture-élevage locale. Celle-ci se heurte notamment à des contraintes dans la logistique des échanges de matière organique entre exploitations (transport, stockage...). Par exemple, une distance de 25 km entre exploitations pour le transport des effluents a été jugée limitante dans un cas d'étude danois, pour des raisons logistiques mais aussi de confiance entre agriculteurs. Le développement de tels systèmes d'échange renvoie également à l'organisation des filières amont/aval et à la répartition des subventions entre l'élevage et les grandes cultures (Moraine *et al.*, 2016, accepté). Enfin, cette association polyculture-élevage rend plus complexe la recherche du compromis entre performances individuelles et collectives. La gouvernance territoriale est aussi complexe. Des démarches innovantes visant une consommation relocalisée associent une concertation avec les consommateurs et l'implication des collectivités territoriales. Par exemple, « l'Agriculture biologique territorialisée » dans le Lot valorise un patrimoine gastronomique avec des produits labellisés au sein d'un territoire typique.

3.3.3.3 Conclusion

Les systèmes de polyculture-élevage offrent des leviers pour limiter les antagonismes entre services lorsque les cultures et l'élevage sont réellement intégrés et non simplement juxtaposés (Martin *et al.*, 2016 ; Moraine *et al.*, 2014 ; Ryschawy *et al.*, 2012). Dans ce sens, le lien au sol de l'élevage doit être favorisé par une diversification des cultures. Les économies de gamme sur le matériel, le travail et les intrants peuvent permettre d'accroître la marge brute des exploitations et favoriser la production de services écosystémiques intrants. Une réintégration des cultures et des élevages au moyen d'échanges directs entre exploitations spécialisées semble être une voie pour maintenir les élevages et tirer avantage de la polyculture-élevage. Ainsi, un large portefeuille d'innovations peut être combiné au niveau des exploitations ou des territoires de cohabitation entre cultures et élevage.

3.3.4 Cas particulier des territoires d'élevage en zone périurbaine

Les espaces urbains et périurbains européens ont, jusqu'ici, été peu étudiés comme lieux d'élevage. Différentes formes d'élevages y coexistent pourtant : élevages professionnels ou amateurs, destinés à des marchés alimentaires de commodités ou à la vente directe, ou bien tournés vers les loisirs ou encore l'autoconsommation (qui n'est pas marginale dans les pays d'Europe orientale) ; les élevages peuvent y être pratiqués de manière intensive ou extensive.

L'élevage périurbain répond à des attentes diversifiées. La production des exploitations périurbaines n'est pas forcément destinée à l'alimentation de la ville proche, même si des élevages profitent de cette proximité pour la commercialisation de leur production. La proximité de métropoles peut ainsi redynamiser des AOP dans des espaces qui sont devenus périurbains comme c'est le cas du Bleu de Gex, des Brie de Meaux et de Melun. L'élevage équin de loisir tend à devenir un indicateur de « périurbanité » dans plusieurs pays européens (France, Suède, Ecosse : Vial *et al.*, 2011 ; Zasada, 2011). Les fermes pédagogiques, qui abritent systématiquement des animaux, sont de préférence situées dans les espaces périurbains des grandes villes. Les fermes du « care » (soin, zoothérapie), qui se développent également, sont surtout présentes en milieu périurbain. Les projets de valorisation énergétique de la biomasse associent, eux aussi, des déchets urbains et des effluents d'élevages (Tritz, 2013).

La présence de l'élevage dans les zones résidentielles soulève la question des nuisances causées aux riverains par la proximité des élevages. La tendance lourde est que la ville repousse l'élevage vers l'arrière-pays rural, comme l'illustre le cas de l'Alsace ou celui des zones périurbaines des Alpes du Nord (Delattre *et al.*, 2005). En Bretagne, les conflits entre résidents et éleveurs bloquent quasi systématiquement l'implantation de nouveaux élevages. Outre les nuisances, la pression foncière autour des villes, et des villages, restreint l'espace agricole et pousse, paradoxalement, à l'intensification de l'élevage (Henderson, 2005). Ainsi, alors que l'élevage hors-sol recule globalement dans les espaces périurbains de l'Europe du Sud du fait d'une demande croissante des citoyens pour un environnement de qualité, l'élevage reste particulièrement dynamique autour d'Athènes et des sites touristiques grecs, pour répondre à la demande en vente directe (Jouve and Padilla, 2007). Outre les

contraintes liées à la proximité des populations, il faut souligner aussi l'éparpillement des parcelles, le recul des infrastructures industrielles et de services (vétérinaire, usines de transformation, abattoirs ; (Poulot and Roures, 2004) et les politiques d'urbanisme qui protègent l'agriculture périurbaine mais sont parfois défavorables au maintien de l'élevage.

CONCLUSION

ÉTAT DES CONNAISSANCES SUR LES RÔLES, IMPACTS ET SERVICES DE L'ÉLEVAGE

Cette expertise scientifique collective a mobilisé un corpus bibliographique proche de 2 500 références, couvrant un large spectre des connaissances scientifiques sur l'élevage et les produits animaux. Néanmoins, certains aspects se sont avérés peu ou mal couverts par les connaissances actuelles ; d'autres font l'objet de débats intenses, par exemple l'emprise territoriale de l'élevage ou ses impacts nutritionnels.

Les impacts et services issus des élevages ont été abordés sous les angles de l'environnement, de l'économie et des enjeux sociaux, par compartiments biophysiques (sol, air, eau, biodiversité) et selon un cadre d'analyse élaboré pour cette expertise : intrants, marché des produits, travail et emploi, environnement et climat, enjeux sociaux, culturels et de santé animale (sachant que les dimensions sensorielles et nutritionnelles relatives à l'alimentation humaine étaient exclues du cahier des charges de la commande). Les études sur les impacts et services environnementaux sont les plus nombreuses et couvrent un grand nombre d'aspects même si certains enjeux restent peu documentés, par exemple l'impact du pâturage sur la vie du sol. La revue de la littérature économique a été complétée par un ensemble d'analyses statistiques de données européennes. Les dimensions sociales et culturelles ont ciblé les effets patrimoniaux, le travail, l'éthique, le droit et la santé animale. Enfin, l'exercice visait à appréhender conjointement les rôles, impacts et services issus des élevages afin d'éclairer les « bouquets de services » associés aux élevages et à leurs produits, et les compromis possibles entre effets positifs et effets négatifs. L'investigation a donc été très large sans pour autant être exhaustive.

Une consommation européenne élevée et deux facteurs-clé de la production : la densité animale et l'alimentation du bétail

La consommation européenne de produits animaux est deux fois plus élevée que la moyenne mondiale. Les consommations varient néanmoins fortement d'un pays à l'autre tant en quantités consommées qu'en proportion des différents produits. Près de 60% des apports protéiques totaux des européens sont fournis par les produits animaux, ce taux qui avait fortement augmenté sur les décennies précédentes stagne depuis les années 1990. Cette consommation de produits alimentaires d'origine animale repose presque exclusivement sur la production intra-européenne. Les flux d'échanges entre les pays membres sont nombreux, importants quantitativement et en croissance. Les exportations extra-européennes restent faibles au regard des quantités produites. Le contexte concurrentiel entre pays a progressivement modifié la structure et la répartition géographique des élevages, renforçant des pôles de spécialisations denses en animaux.

Deux variables semblent déterminer la modulation des multiples impacts issus des élevages européens : la densité animale et le mode d'alimentation du bétail. La densité animale est un facteur de la compétitivité économique des exploitations et de leur filière. Un mouvement d'intensification a eu lieu dans de nombreuses régions d'Europe au cours des dernières décennies. Les concentrations animales y excèdent la capacité d'absorption des milieux naturels et se traduisent par des pollutions vers les milieux aquatiques, le sol et l'air, avec des impacts variables suivant la vulnérabilité des milieux. Le deuxième facteur, transversal aux différentes dimensions étudiées dans l'expertise, est l'alimentation du bétail qui détermine l'usage des terres et des ressources, la conduite des troupeaux, les services environnementaux et paysagers.

Des évaluations qui amènent souvent à nuancer les stéréotypes

En explicitant les variables considérées et les hypothèses retenues par les travaux de recherche et les exercices de modélisation, l'expertise a été l'occasion de nuancer certains stéréotypes. Affirmer que les systèmes d'élevage à hauts niveaux de production sont les plus néfastes à l'environnement est relativisé par les calculs d'impacts globaux par unité de produit. Mais affirmer que ces systèmes sont les plus efficaces dans l'utilisation des ressources est également faux car les variations de prix affectent différemment les rentabilités des différents systèmes. De même, si l'élevage est une des causes de la perte de biodiversité du fait de la pression qu'exercent les besoins alimentaires des animaux à l'échelle mondiale, certaines formes d'élevage garantissent le maintien de paysages ouverts entretenus grâce aux prairies : les alpages, le plateau de l'Aubrac, les marais de la façade Atlantique ou les garigues méditerranéennes... illustrent la diversité d'écosystèmes extrêmement riches en flore et en faune, et qui ont évolué conjointement avec les pratiques pastorales depuis des millénaires. S'il est acquis que certaines formes d'élevage utilisent des terres qui entrent en concurrence avec l'alimentation humaine, d'autres valorisent des prairies et parcours, impropres à la production végétale pour l'alimentation. Enfin,

certaines évaluations ne tiennent pas compte du caractère non linéaire de certaines lois de réponse (la richesse spécifique par rapport au degré de perturbations des milieux, par exemple) ou de l'existence d'effets de seuil qui rendent plus complexe l'appréciation des certains bilans entre effets positifs et négatifs. Le débat demande alors de préciser le référentiel et le périmètre auxquels on se rapporte, soit l'unité fonctionnelle et l'échelle spatiale, ainsi que les hypothèses de calcul qui sous-tendent les évaluations. Ainsi, plus que le résultat lui-même, c'est la qualité du raisonnement qui semble utile à l'instruction des évaluations et des comparaisons.

Un bilan des services et des impacts difficile à établir

L'analyse multicritère des impacts et services issus des élevages européens ne vise pas à établir un bilan synthétique des effets, mais plutôt à examiner quels effets se combinent ou non entre eux selon les situations. Chaque entrée – climat, biodiversité, emploi, travail, patrimoine, santé animale, bien-être animal, consommation, développement territorial - est exprimée dans une unité différente et concerne des populations d'aires géographiques différentes. Les spécialistes de l'évaluation environnementale jugent de ce fait délicat de procéder à l'agrégation des résultats obtenus pour les différentes composantes, les effets négatifs sur un aspect crucial ne pouvant être compensés par les effets positifs d'un autre. De plus, en raison de l'intrication des problèmes de leur caractère complexe, « tordu » (*wicked problem*), une amélioration sur un volet particulier peut avoir des effets difficilement prédictibles sur d'autres aspects. Ainsi, augmenter la productivité du cheptel réduit les émissions de GES par unité de produit mais, par l'effet prix, peut favoriser la consommation et donc la production totale et les pollutions.

L'analyse coût-bénéfice est la méthode standard et reconnue des économistes pour agréger différents effets, marchands et non marchands, selon le critère du bien-être - c'est-à-dire de la satisfaction - des consommateurs. Elle nécessite la monétarisation des effets non marchands, qui affectent les populations humaines sans passer par des échanges de biens ou services payants. Dans le champ de cette expertise, l'une des seules tentatives concerne l'azote réactif (Sutton et al., 2011). Elle montre notamment la prédominance des particules fines issues de l'ammoniac dans les pertes de bien-être associées aux pollutions azotées, en raison de leur conséquences sur la santé humaine. Elle illustre également la faible précision de ce type d'évaluation qui découle aussi de la connaissance plus ou moins fine des effets environnementaux eux-mêmes. L'analyse coût-bénéfice suscite également des débats moraux sur le poids relatif des riches et des pauvres, et théoriques sur la prise en compte du bien-être des générations futures.

Par ailleurs, la littérature relève beaucoup moins de situations gagnant-gagnant que de situations antagoniques entre les différents effets de l'élevage. Les antagonismes prévalent notamment entre le volume de la production agricole marchande et les autres effets, alors que les effets non marchands sont plus souvent conciliables entre eux. Il n'y a enfin pas nécessairement concomitance des effets positifs aux différentes échelles, les effets observés au niveau global pouvant aller dans un sens contraire à ceux obtenus à un niveau plus local, et inversement.

Une approche territoriale de l'hétérogénéité des bouquets de services associés aux élevages

L'expertise a surtout souligné la limite des généralisations et des approches systématiquement globales, tant la diversité des territoires et des systèmes d'élevage engendre des bouquets de services contrastés. C'est sur cette diversité que repose notamment le patrimoine culturel européen en produits, spécialités culinaires et paysages. L'expertise a donc proposé une grille de lecture des bouquets de services centrée sur le territoire. S'il est difficile d'ordonner et d'agréger les impacts, deux déterminants permettent en revanche de distinguer les bouquets de services des élevages au niveau territorial : la densité animale et le type d'alimentation du bétail, les autres caractéristiques (espèce, usage des sols, degré d'intensification, gestion des effluents...) étant directement dépendantes de ces deux variables-clés.

Une typologie des territoires d'élevages européens a donc reposé, d'une part, sur la densité en animaux par hectare agricole et, d'autre part, sur la part des prairies permanentes dans la surface agricole (variables approchantes, « proxys », de la concentration animale et de l'alimentation du bétail). On distingue ainsi : i) les territoires denses en animaux où la gestion des pollutions est au cœur des problèmes locaux alors que les effets globaux sont modérés eu égard aux volumes produits ; ii) les territoires herbagers où la productivité de l'herbe détermine le niveau de production et oriente les stratégies possibles de différenciation des produits ; iii) les territoires où cohabitent les cultures et l'élevage qui recouvrent des dynamiques très diverses, allant de la complémentarité entre cultures et élevage, à l'éviction de l'élevage au profit des cultures, mais dont l'avantage

tient dans la proximité territoriale de ces deux activités et donc la possibilité de favoriser les échanges locaux entre elles.

Plusieurs leviers d'action ont été abordés pour les territoires-types tels que l'optimisation de l'alimentation animale ; le recyclage des effluents, la complémentarité entre les systèmes de culture et d'élevage spécialisés ; ou encore, l'amélioration de la gestion des prairies en fonction des potentialités du milieu et des paysages. La fréquente comparaison faite entre monogastriques et ruminants met en avant une variabilité d'impacts nettement plus importante pour les herbivores en raison de la plus grande flexibilité de leur alimentation. Cette hétérogénéité offre des options d'amélioration inexploitées et souligne l'intérêt de raisonner à des échelles fines, y compris dans le cas d'effets globaux comme le réchauffement climatique. Enfin, les stratégies d'innovation et les mesures qui les accompagnent engagent généralement les éleveurs à moyen terme, en raison d'investissements lourds en bâtiments et en matériel. Ainsi, les voies de « modernisation écologique » doivent-elles aussi prendre en considération les pas de temps longs. C'est d'ailleurs un des reproches faits aux mesures agro-environnementales de la PAC, basées sur des engagements de cinq ans, ce qui semble souvent insuffisant pour mettre en œuvre efficacement des stratégies de préservation des milieux naturels.

LIMITES DES APPROCHES ACTUELLES ET BESOINS DE RECHERCHE

La revue de la littérature et les discussions plénières qui en ont résulté ont régulièrement souligné les limites des approches actuelles. Sont ici résumés les principaux aspects qui pourraient être approfondis.

Mieux quantifier les impacts et services³³. L'évaluation précise des biens et services de l'élevage reste difficile, que ce soit par manque de données à une échelle suffisamment fine et pertinente sur les dimensions écologiques, ou par manque d'indicateurs pour évaluer les biens publics comme les paysages, la qualité de l'air ou le bien-être animal. Les indicateurs actuels sont souvent indirects et offrent une information partielle comme dans le cas des trames paysagères. La modélisation est une manière de dépasser le manque de données. Très sensibles aux hypothèses de départ (périmètre, lois de réponse), les résultats des modèles présentent cependant une grande variabilité. Un effort de transparence et d'harmonisation des approches favoriserait la comparaison des résultats.

Qualifier plus précisément les bouquets de services. S'il est difficile de quantifier et de pondérer les effets positifs et négatifs de l'élevage, il est encore plus difficile de les donner à voir au consommateur. L'étiquetage des produits impose implicitement ou explicitement la masse de ces produits comme unité fonctionnelle. Il faut sans doute aussi développer de nouvelle(s) métrique(s) mieux adaptées à ces approches. Plusieurs dimensions dont le bien-être animal, la santé animale et la santé nutritionnelle interviennent souvent dans une deuxième étape de discussion dans les évaluations scientifiques environnementales. En outre, l'étiquetage vise à mobiliser une contribution volontaire du consommateur. Ce mécanisme est vulnérable au problème du passager clandestin pour les biens publics.

Rendre visibles les impacts positifs. Les études d'impact comptabilisent généralement uniquement les impacts négatifs sur l'environnement : coûts en ressources, contributions aux pollutions... Les effets positifs n'en étant souvent que le reflet, en termes d'abattement d'émissions polluantes ou de consommation de ressources. De ce point de vue, la séquestration du carbone dans les sols, souvent considérée comme une voie de compensation des émissions de GES des animaux utilisant des prairies, devrait être vue comme un puits de carbone répondant à des mécanismes biophysiques et économiques, en interaction avec l'élevage mais distincts. Plus généralement, une partie des services ne rentre pas dans les comptabilités de cycle de vie. L'approche par bouquets de services offre *a priori* une approche plus équilibrée, mais la littérature reste encore théorique et ne permet pas d'intégrer, dans les modélisations notamment, les plus-values identifiées.

Etudier les effets d'une réduction de la consommation en produits animaux. Les évaluations des effets de changements de régimes alimentaires les modélisent de façon normative et encore assez frustrante, sans prendre en compte la complexité des comportements alimentaires « réels ». Plusieurs facteurs intervenant dans les choix de consommation et dans les caractéristiques des produits pourraient enrichir les approches, tels que la qualité sensorielle et nutritionnelle des aliments d'origine animale, la substituabilité entre biens alimentaires, l'évolution

³³ Pour certains experts, on ne quantifie pas un service mais une fonction ; le passage de la fonction au service faisant intervenir un jugement de valeur : le service est évalué.

des préférences des consommateurs, l'inertie de leurs habitudes... L'approche juridique de l'information au consommateur est ainsi au centre d'intérêts commerciaux et d'enjeux de santé publique.

Etudier les conditions des coordinations sectorielle et territoriale. La coordination au niveau sectoriel et territorial est souvent évoquée comme une solution permettant de mieux répartir la valeur ajoutée au sein des filières et d'influer sur la compétitivité et la maîtrise des risques. Toutefois, les connaissances précises manquent sur les contrats et autres formes de coordination dans les filières animales et, plus généralement, sur leur efficacité dans les secteurs agricoles européens alors que ce chantier a été ouvert aux Etats-Unis depuis le début des années 2000. Ces coordinations supposent pour être pérennes une coordination avec les acteurs gestionnaires des impacts.

Plus généralement, l'information économique est très parcellaire, en particulier en deçà du niveau national, et se limite souvent à la valeur ajoutée de tel ou tel secteur sans prise en compte des interactions à plus ou moins longue distance mises en évidence dans cette expertise. En outre, elle ignore en général les effets environnementaux et culturels. Cela conduit le plus fréquemment à opposer le développement économique aux politiques et aux efforts environnementaux. Même si elles suscitent des débats, voire la méfiance, la monétarisation et l'analyse coût-bénéfice sont les méthodes classiques en économie pour intégrer les conséquences positives aussi bien que négatives d'une activité ou d'un projet. Elles restent très peu développées pour les politiques agricoles et l'élevage, alors qu'elles sont devenues la norme pour le secteur des transports ; elles sont fondées sur l'établissement de valeurs tutélaires pour le carbone, la biodiversité et le temps (taux d'intérêt pour les projets publics) présentées dans le récent rapport Quinet³⁴.

Identifier les innovations et les transitions possibles. On a vu l'importance de prendre en considération le temps, la dynamique dans laquelle on se place, et celles des milieux. La question des transitions apparaît cruciale afin de comprendre le rôle des incitations, des freins et des leviers d'adoption. Des changements techniques et organisationnels rapides bousculent actuellement les pratiques du métier d'éleveur. Des systèmes d'élevage particulièrement novateurs voient par ailleurs le jour. Il s'agirait de qualifier ces systèmes en rupture par rapport aux référentiels actuels, d'explorer la gestion des risques dans ces systèmes, et d'étudier leurs conditions de réussite et d'essaimage.

Adaptation aux changements climatiques. Les effets des changements climatiques n'ont pas été pris en compte dans cette expertise, notamment dans les leviers d'action abordés. Comprendre comment ces effets peuvent modifier les systèmes d'élevage dans les territoires, ainsi que le rôle de l'élevage dans l'adaptation aux changements climatiques, constitue une piste de recherche déjà engagée mais qui reste à approfondir.

³⁴ Quinet E. et al. *L'évaluation socioéconomique des investissements publics*. HAL, 2014.
www.strategie.gouv.fr/sites/strategie.gouv.fr/files/archives/CGSP_Evaluation_socioeconomique_17092013.pdf

Annexe : illustrations des bouquets de services associés aux élevages en Europe

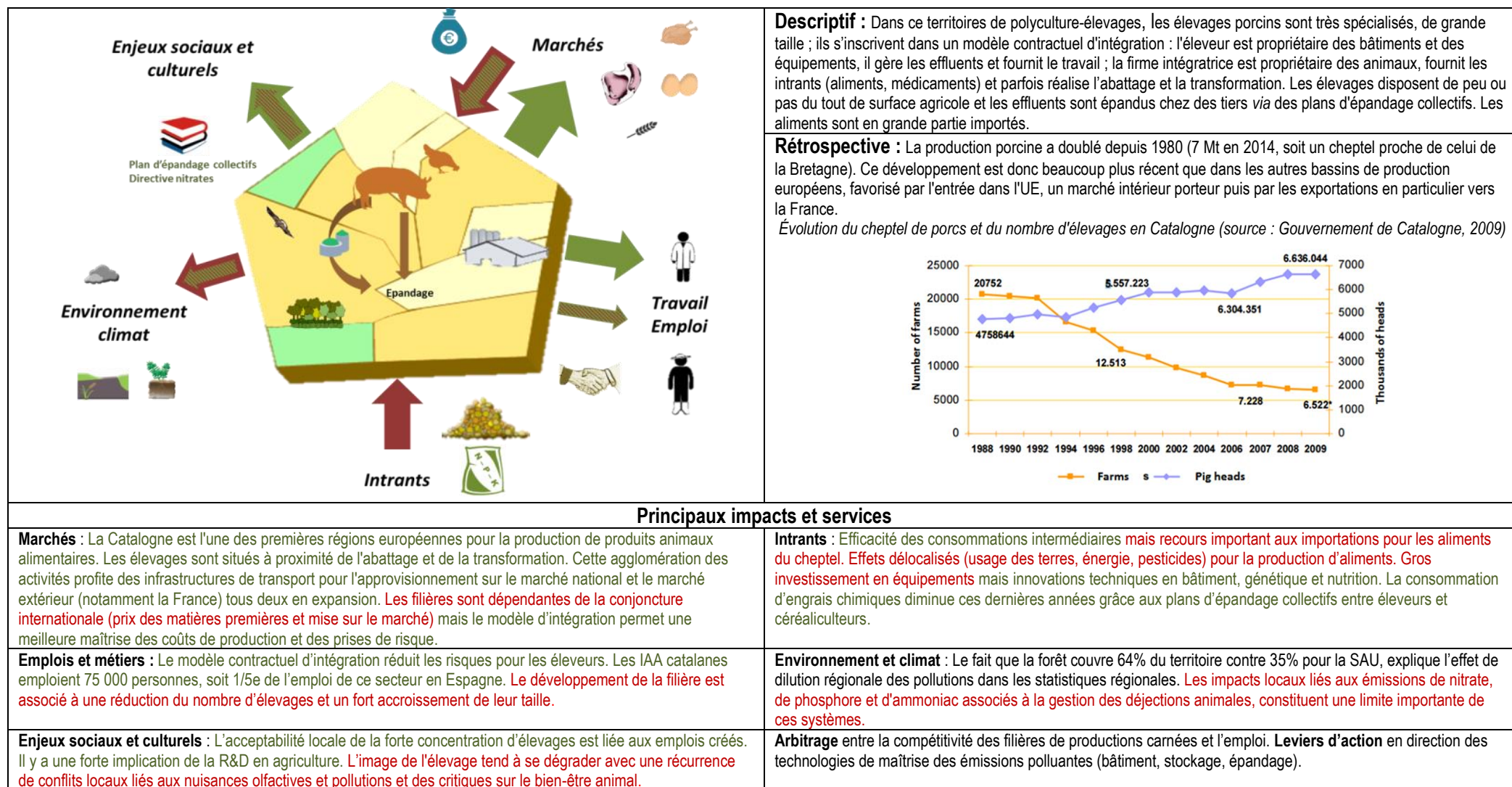
Cette annexe présente, sous un format succinct, des cas d'étude illustrant des territoires ou systèmes d'élevage, à partir du cadre d'analyse adopté dans l'ESCo (la signification des pictogrammes est donnée section 1.3). Sont ici décrits sept « bouquets de services » contrastés qui ont donné lieu à 15 cas d'étude. On retrouve aussi la typologie des territoires selon la densité animale et la part de prairies permanentes.

- 1) Des territoires d'élevage en tension du fait d'une forte concentration animale, illustrés par la colocalisation de plusieurs filières d'élevage en Bretagne (1.1), une intégration verticale et une mutualisation de plan d'épandage en Catalogne (1.2) et le développement de la méthanisation en Allemagne (1.3) ; s'inscrivant dans les territoires à haute densité animale et peu herbagers.
- 2) Des territoires d'élevage bénéficiant de conditions herbagères très favorables, illustrés le cas de l'élevage à l'herbe irlandais (2.1) ; s'inscrivant dans les territoires herbagers à haute densité animale.
- 3) Des territoires fournissant des produits sous signe de qualité dans des environnements préservés, illustrés par les zones AOP fromagères du Massif Central et de la Franche-Comté (3.1) et des Alpes suisses (3.2) ; s'inscrivant dans les territoires herbagers de densité animale moyenne.
- 4) Les territoires de polyculture-élevage, illustrés par les cas du Montmorillonnais (4.1), du Bassin Tarn-Aveyron (4.2), de la Bresse (4.3) ; s'inscrivant dans les territoires de cohabitation entre cultures et élevages.
- 5) Des territoires à forts enjeux naturels où l'élevage rend des services de régulation et de préservation de la biodiversité et des paysages, illustrés par l'élevage en prairie humide sur le littoral Atlantique (5.1) et les systèmes transhumants de Méditerranée (5.2) ; s'inscrivant dans les zones herbagères à faible densité animale.
- 6) Des systèmes valorisant une image positive et alternative de l'élevage auprès des consommateurs, illustrés par les cas des productions d'ovins viande en Agriculture Biologique (6.1) et des poulets Label Rouge (6.2) en France.
- 7) Les zones périurbaines (7.1) et urbaines (7.2), lieux de nouvelles relations entre l'élevage et la société, illustrées par différents exemples français et européens.

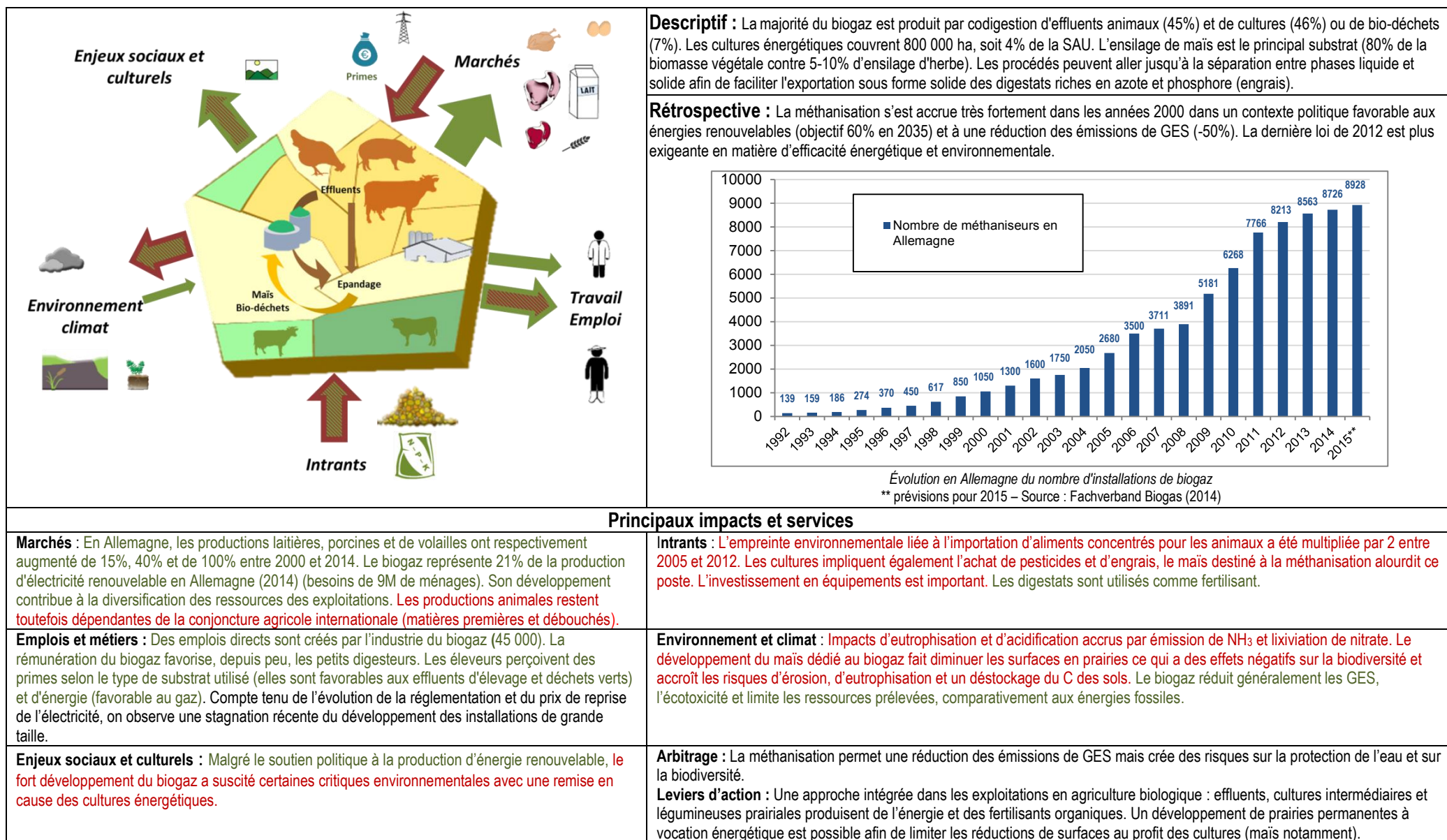
1.1 TERRITOIRES A HAUTE DENSITE ANIMALE - COLOCALISATION DE FILIERES ANIMALES EN BRETAGNE

	<p>Descriptif : Territoire de polycultures et poly-élevages (bovins, porcs et volaille) avec une forte densité d'animaux. Présence de bassins versants vulnérables sur le plan environnemental. La STH représente 11,5 % de la SAU (en incluant les prairies temporaires, 42 % de la SAU est herbagère). Les surfaces en céréales et oléo-protéagineux s'élèvent à 35 % de la SAU et celle en maïs ensilage à 19 %. La Bretagne est aussi la première région légumière.</p> <p>Rétrospective : La petite taille des fermes et la forte population rurale ont favorisé dès les années 1960 le développement d'élevages « hors-sol » parallèlement à celui de l'élevage laitier. Les quotas laitiers (1984) ont profité aux monogastriques et aux céréales.</p> <p>Lait</p> <p>1950-1984 1984-2003 2003-2015</p> <p>Reconstruction de l'Europe De la régulation à la sortie des quotas Libéralisation de la filière</p> <p>1984 Mise en place des quotas laitiers 2003 Réformes PAC et OCM lait 2015 Fin des quotas</p> <p>Porcs</p> <p>1950-1980 1980-2000 2000-2013</p> <p>Une des filières d'élevage les moins soutenues par la PAC... et pourtant Rationalisation et productivité Sous la contrainte</p> <p>1983-1984 Première crise de la filière 2000 Apogée de la production porcine bretonne</p> <p>Volailles</p> <p>1950-1987 1987-1998 1998-2013</p> <p>À la recherche d'un complément de revenus Les années 90, la fin du développement Réduction des débouchés</p> <p>1987-1988 Investissements de la filière 1998 Érosion de la filière</p>
<p>Marchés : Sur 5,8 % de la SAU nationale, la Bretagne produit 20 % du lait national (36 % du lait en poudre, 48 % du fromage à pâte pressée cuite), 43 % des œufs, 12 % de la viande bovine, 55 % de la viande porcine et 37 % de la viande de volaille, soit 34,6 % toutes viandes confondues. Elle fait face à des crises sectorielles liées aux fluctuations de prix des intrants et à l'asymétrie de pouvoir de marché avec les industries aval (volaille en 2013, porcs en 2014, lait en 2015-16). Malgré un développement des certifications de conformité des produits, la diversification des systèmes est faible : le label rouge compte pour 3 % des élevages et le bio 0,15 %, mais vu le poids de l'élevage régional 22 % des porcs label rouge et 16 % des produits animaux bio nationaux sont bretons. La région est dépendante des marchés d'exports vers les pays de l'UE et l'international, mais contribue à la balance commerciale nationale.</p>	<p>Intrants : La région importe 5,6 Mt (et produit 5 Mt in situ) de matières premières pour l'alimentation animale dont 40 % de céréales, 18 % de tourteaux de soja, 14 % de colza, 7 % de tourmesol et 10 % d'autres coproduits. Le soja est destiné aux volailles (45 %), aux ruminants (35 %) et porcs (20 %). L'import d'aliments du bétail correspond à une surface délocalisée de 670 000 ha, soit 40 % de la SAU bretonne, dont 250 000 ha sont situés hors de l'UE (Brésil et Mer noire). La disponibilité des effluents animaux pour la fertilisation limite très largement le recours à des fertilisants chimiques. Par ailleurs des filières de production d'engrais organiques (compost, produits séchés) se développent afin de valoriser les surplus, en particulier de phosphore, en dehors de la région, en France ou à l'export.</p>
<p>Emplois et métiers : 7 exploitations bretonnes sur 10 sont spécialisées en l'élevage. Les filières d'élevage représentent près de 10 % des emplois régionaux. L'effet d'entraînement de l'élevage sur les emplois induits est fort en production porcine (6 pour 1), en production de volailles et d'œufs (2 pour 1), et moindre pour les filières lait et viande bovine (1 pour 1). Les éleveurs subissent une forte pression économique et sociale. Les conditions de travail dans les abattoirs notamment sont difficiles et les arrêts maladies fréquents.</p>	<p>Environnement et climat : Les émissions de GES par kg de produit ou par kg de protéines animales sont particulièrement faibles mais comme pour les émissions de nitrate et de NH₃, elles restent élevées par ha du fait de la densité animale. Près de la moitié des cantons bretons sont en excédent structurel en azote (avant traitement), mais leur nombre et l'excédent moyen d'azote par ha diminuent (21 kg/ha SAU en 2013 contre 58 en 2001). Les échouages d'algues vertes persistent à l'aval de certains bassins versants sensibles, mais la tendance est nette à la baisse des concentrations en nitrate des eaux. Les élevages de ruminants contribuent au maintien d'un paysage diversifié de bocage et au maintien de prairies.</p>
<p>Enjeux sociaux et culturels : Présence de l'élevage sur tout le territoire contribuant ainsi à sa vitalité. Contribution au maintien du bocage et de paysages diversifiés. L'image des élevages intensifs est dégradée avec des conflits locaux liés aux nuisances olfactives et pollutions, et des critiques sur le bien-être animal.</p>	<p>Arbitrage à réaliser entre préservation de l'emploi et de l'environnement. Leviers d'actions vers des techniques de maîtrise des émissions (bâtiment, stockage, traitement des déjections animales, exportation des digestats), une segmentation du marché par des certifications régionales (porcs) et des débouchés mondiaux (lait).</p>

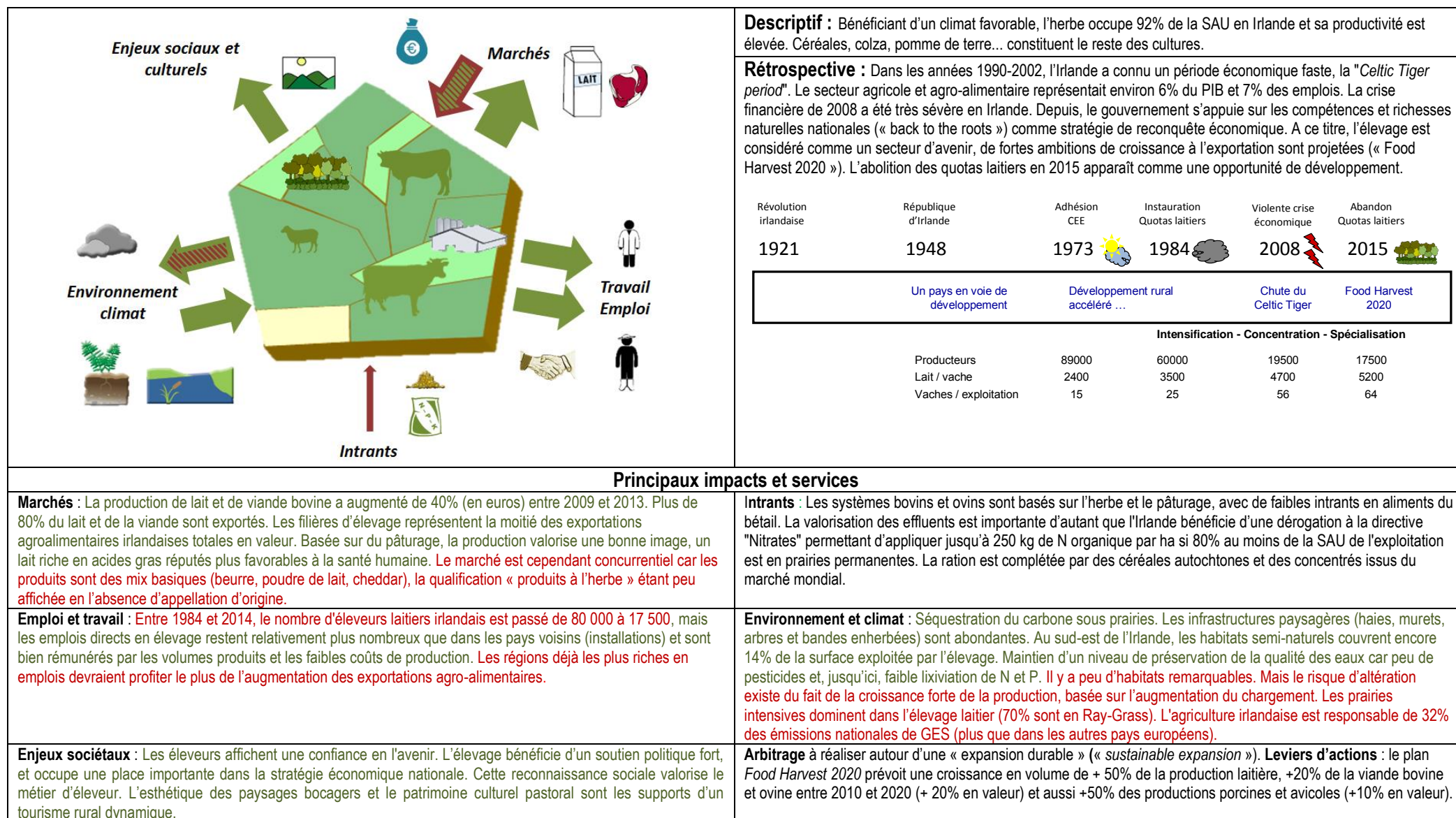
1.2 TERRITOIRES A HAUTE DENSITE ANIMALE - INTEGRATION VERTICALE ET MUTUALISATION DE PLAN D'EPANDAGE EN CATALOGNE



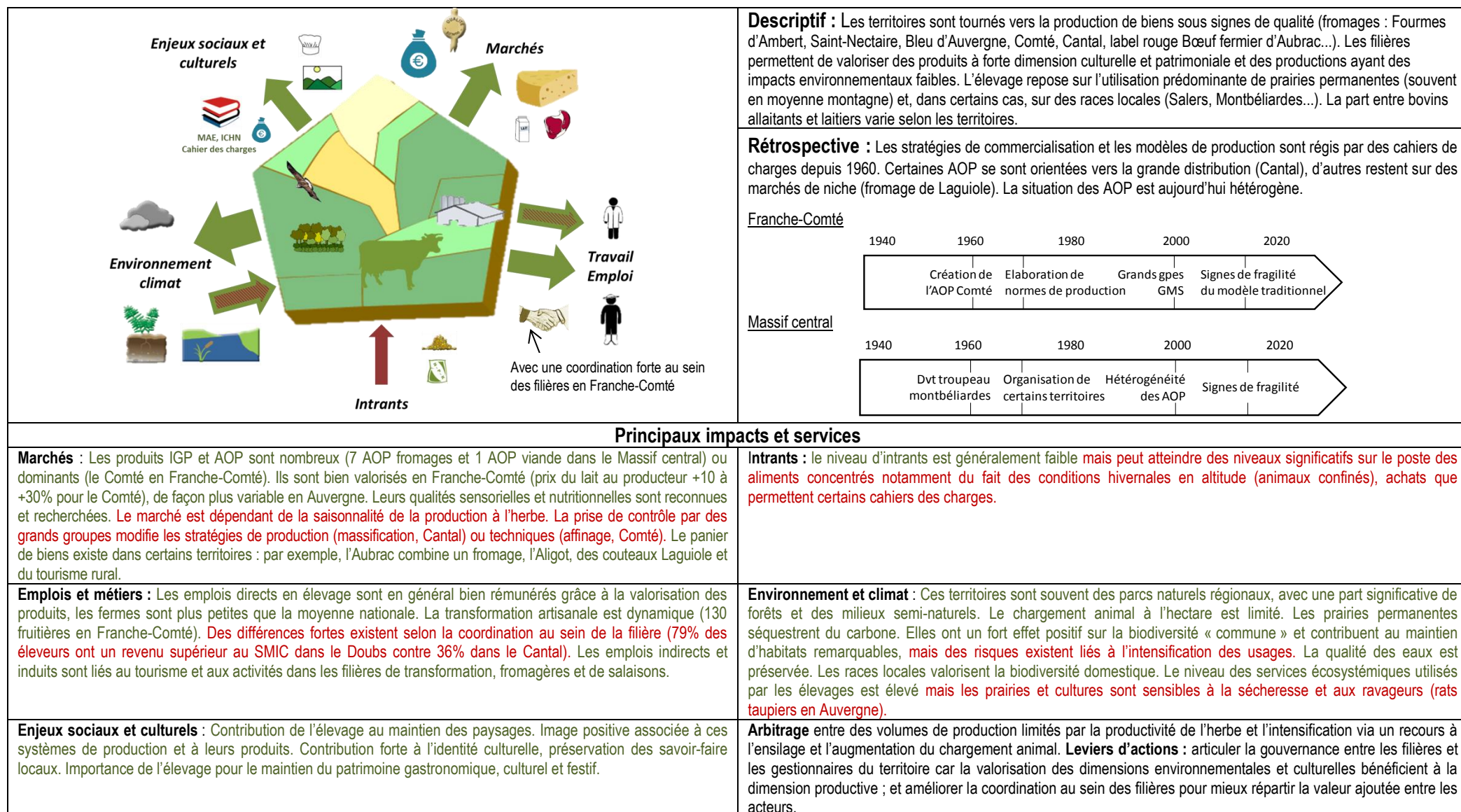
1.3 TERRITOIRES A HAUTE DENSITE ANIMALE - DEVELOPPEMENT DE LA METHANISATION DANS LES ELEVAGES EN ALLEMAGNE



2. TERRITOIRES HERBAGERS A HAUTE DENSITE ANIMALE – EN IRLANDE, DES CONDITIONS HERBAGERES TRES FAVORABLES POUR DES ELEVAGES DESTINES A UN MARCHÉ D'EXPORTATION INCERTAIN



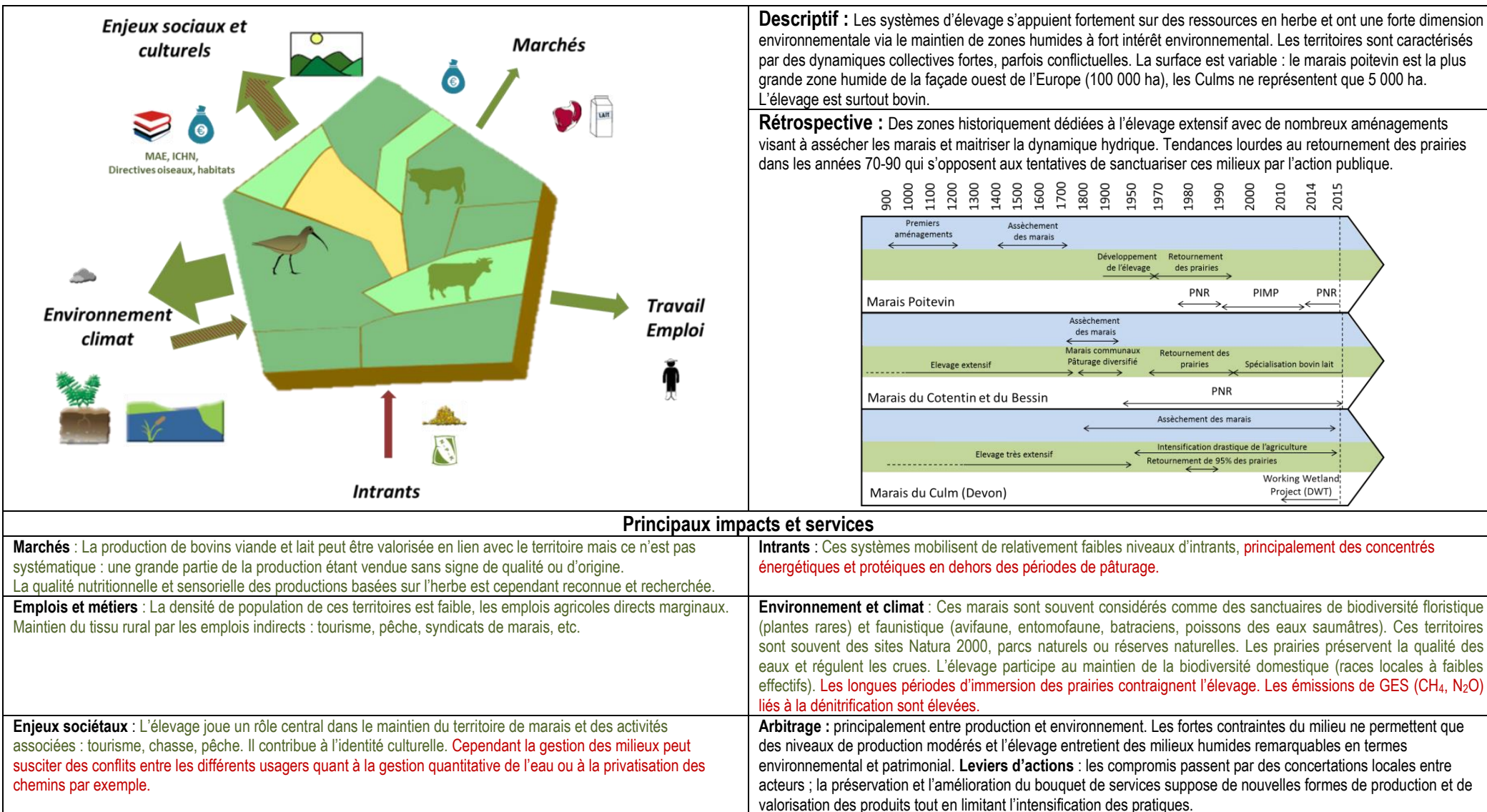
3.1 TERRITOIRES HERBAGERS MOYENNEMENT DENSES - FILIERES SOUS SIGNE DE QUALITE EN AUVERGNE ET FRANCHE-COMTE



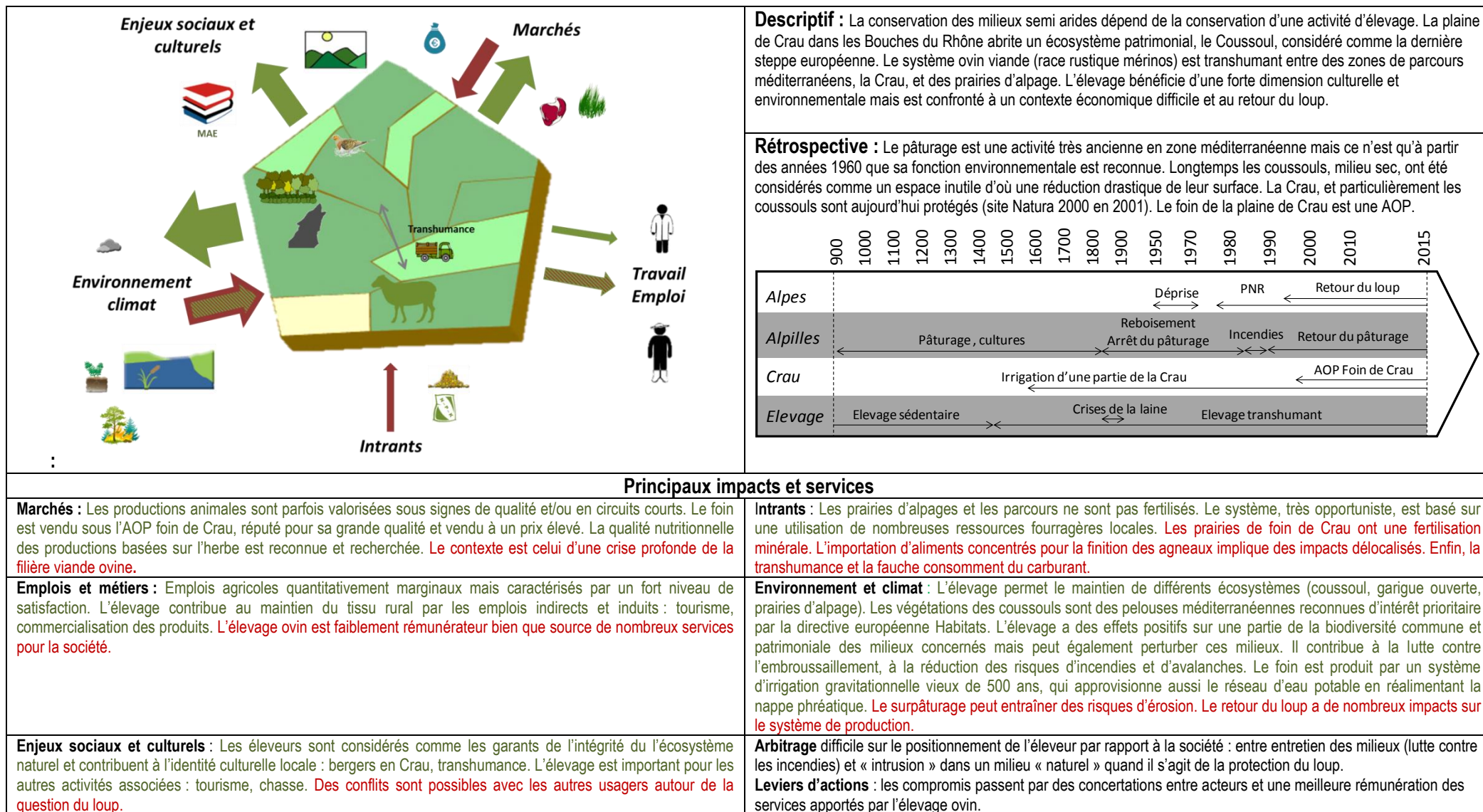
3.2 TERRITOIRES HERBAGERS MOYENNEMENT DENSES - L'UTILISATION DES ESTIVES DANS LES ALPES SUISSES

<p>Enjeux sociaux et culturels</p> <p>Marchés</p> <p>Environnement climat</p> <p>Travail Emploi</p> <p>Intrants</p> <p>Contributions pour l'estivage et pour la qualité écologique</p> <p>Estive</p> <p>Exploitation de base</p> <p>Import de concentrés sur l'estive</p>	<p>Descriptif : En Suisse, les estives représentent une surface additionnelle importante pour la production de fourrage pour les exploitations situées en plaine et basse montagne, même si la production par unité de surface est faible. Les dynamiques agricoles actuelles placent les estives sous la double menace de l'intensification et de l'abandon.</p> <p>Rétrospective : Les systèmes d'estive sont depuis longtemps encouragés par la politique agricole suisse ; le développement des AOP est relativement tardif.</p> <p>Développement du réseau d'accès aux pâturages d'estivage, entraînant une intensification de l'utilisation des estives faciles d'accès. En parallèle, certains pâturages sont abandonnés.</p> <p>Maintien du nombre d'animaux estivé.</p> <p>Diminution du nombre d'animaux estivés, avec forte diminution des vaches laitières au profit des vaches mères. Mais augmentation de la production de fromage.</p> <p>1940 1960 1980 2000 2015</p> <p>Loi sur l'agriculture formalisant la prise en compte des conditions de production difficiles en régions de montagne</p> <p>Introduction des contributions d'estivage</p> <p>L'ordonnance sur les désignations montagne et alpage ouvre la porte aux fromages d'alpage AOP</p> <p>Abandon du contingentement laitier</p> <p>Introduction des contributions pour la biodiversité et la qualité du paysage dans les zones d'estivage</p>
<p align="center">Principaux impacts et services</p>	
<p>Marchés : Les estives produisent environ 3% des fromages suisses et la production est en croissance : +15% entre 2003 et 2009. Le prix des fromages d'alpage est plus élevé qu'un fromage standard (de +8 à + 30%). Les qualités sensorielles (flaveur corsée et terpènes) et nutritionnelles (% acides gras insaturés) des produits sont reconnues et recherchées. La vente directe et les magasins de villages sont le canal le plus fréquent de distribution.</p>	<p>Intrants : Les concentrés importés sur l'estive sont limités par la réglementation.</p>
<p>Emplois et métiers : Emplois durant la période d'estivage sont quantitativement marginaux (17000) mais la satisfaction au travail est élevée. L'élevage contribue au maintien du tissu rural par des emplois indirects grâce à au tourisme. <i>Faible rémunération des emplois salariés agricoles.</i></p>	<p>Environnement et climat : Les estives sont un hot spot de la biodiversité en Europe. L'entretien des prairies permanentes a un fort effet positif sur la biodiversité « commune » et contribue au maintien d'habitats remarquables. Elles jouent un rôle dans la séquestration du carbone et le maintien de la qualité des eaux. Niveau élevé de biodiversité domestique (races bovines). <i>La prédation par le loup est limitée sur les estives (6% de l'ensemble des pertes sont dues au loup sur les troupeaux de petits ruminants).</i></p>
<p>Enjeux sociétaux : Les alpages contribuent à l'image identitaire de la Suisse et au maintien du patrimoine gastronomique, culturel et festif. L'élevage maintient également des paysages ouverts. Image positive associée à ces systèmes de production et à leurs produits.</p>	<p>Arbitrage : Les relations à l'environnement sont ambiguës, globalement positives mais avec des risques de dégradation des alpages par intensification ou abandon, et des tensions autour de la question du loup.</p> <p>Levers d'actions : préserver la coordination entre dimensions environnementales, culturelles et productive.</p>

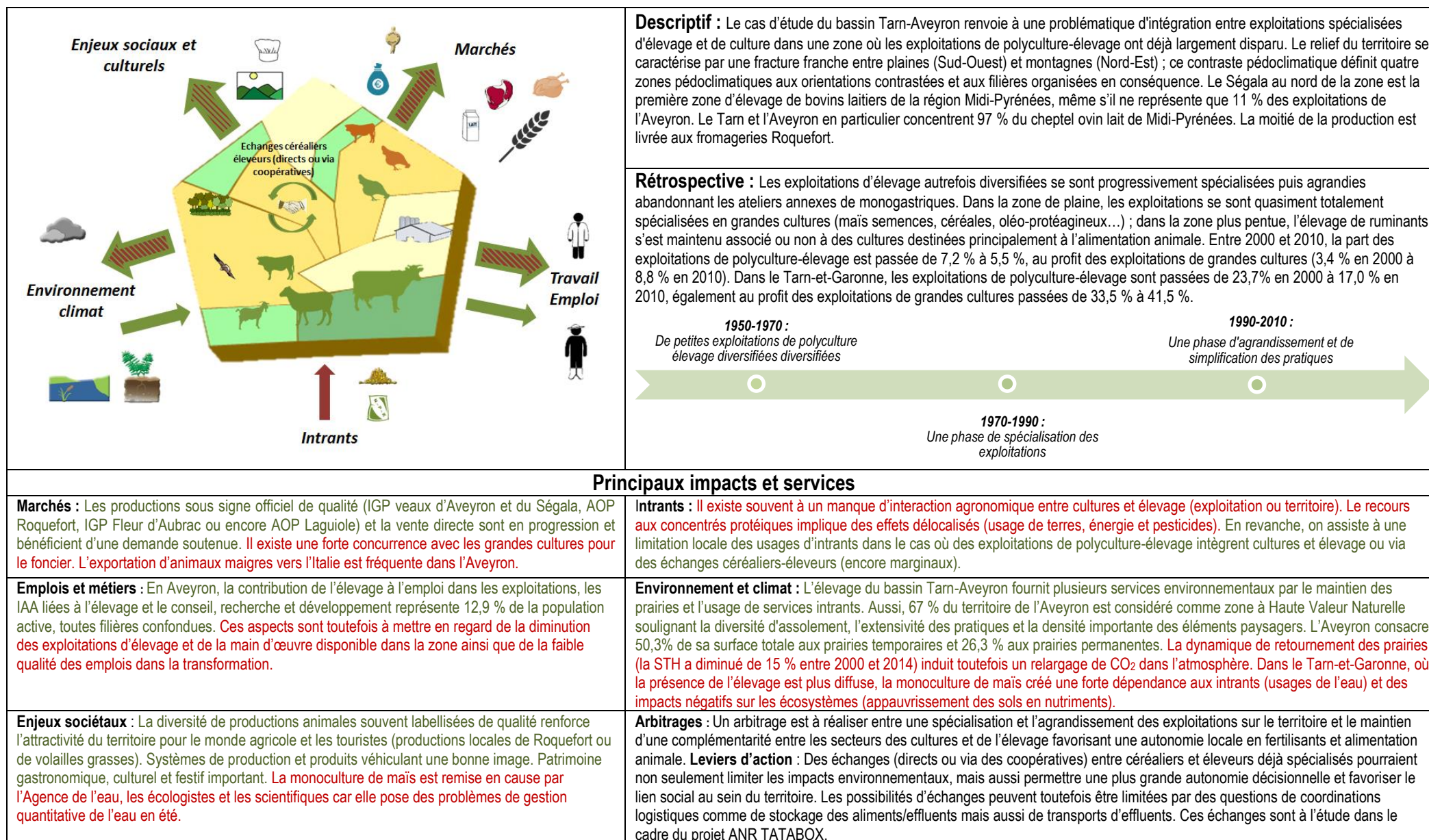
4.1 TERRITOIRES A FORT ENJEU ENVIRONNEMENTAL - LES PRAIRIES HUMIDES, EXEMPLES DES MARAIS POITEVIN (POITOU-CHARENTES), DU COTENTIN (NORMANDIE) ET DES CULMS DU DEVON (ANGELTERRE)



4.2 TERRITOIRES A FORT ENJEU ENVIRONNEMENTAL - LES PELOUSE SECHES MEDITERRANEENNES, EXEMPLE DU SYSTEME OVIN TRANSHUMANT DANS LA CRAU



5.1 TERRITOIRES DE POLYCLTURE-ELEVAGE - DES ECHANGES POSSIBLES ENTRE CEREALIERES ET ELEVEURS, L'EXEMPLE DU BASSIN TARN-AVEYRON



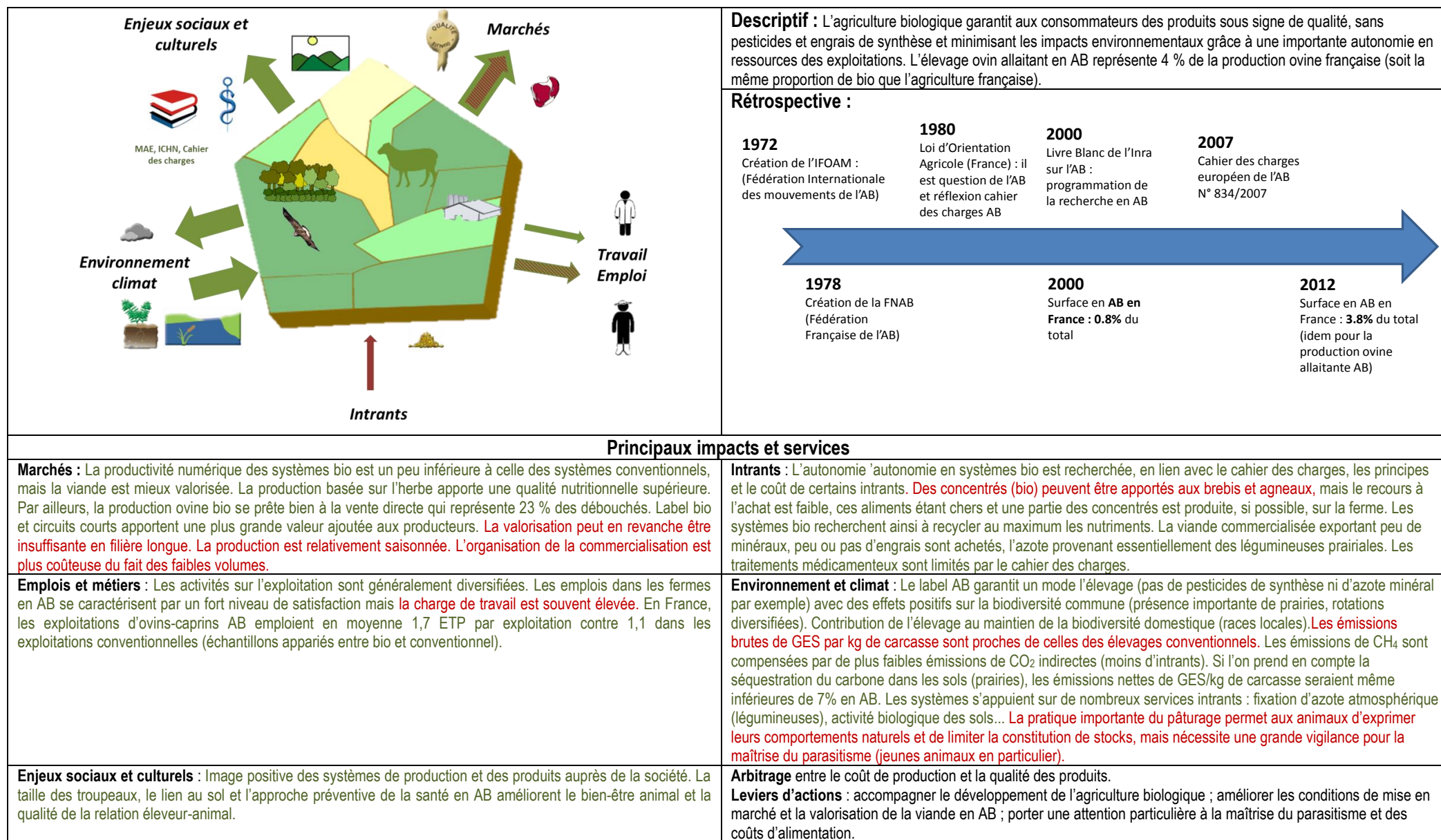
5.2 TERRITOIRES DE POLYCULTURE-ELEVAGE - CONCURRENCES AVEC LES CULTURES, L'EXEMPLE DU MONTMORILLONNAIS

	<p>Descriptif : Le Montmorillonnais s'insère entre les agglomérations de Poitiers, Angoulême et Limoges. Le potentiel agricole n'est pas très élevé, en particulier du fait de la présence de terres de brandes. Quatre types d'élevages ovins se distinguent : 1/ des systèmes traditionnels, extensifs, peu productifs (ovins) et associant souvent des grandes cultures, 2/ des systèmes herbagers, sans cultures, très saisonnés mais productifs, et avant tout basés sur la culture et l'utilisation de l'herbe, 3/ des systèmes très représentés avec deux périodes de mise-bas (dont contre-saison), avec de grosses troupes et des cultures associées, en particulier pour l'alimentation du troupeau, 4 / des systèmes de contre-saison, moins fréquents et en général plus récents, avec de nouveaux génotypes ovins adaptés, et de gros ateliers de grandes cultures associés.</p> <p>Rétrospective : Cette région est caractérisée par une évolution de l'élevage ovin marquée par 30 ans de développement (1950-1980) puis 30 ans de déclin. De 1980 à nos jours, les exploitations se sont tournées vers l'élevage bovin lait et viande, puis vers les grandes cultures, rendues très attractives par leur rentabilité et leur moindre charge en travail. Cette évolution s'est faite au détriment des prairies permanentes dont la surface est divisée par deux sur la période.</p> <div style="display: flex; justify-content: space-between;"> <div style="width: 45%;"> <p>De 1950 à 1970 : Très fort développement de l'élevage ovin / Arrivée massive de migrants de l'ouest développant l'élevage bovin.</p> </div> <div style="width: 45%;"> <p>Depuis 1980 : Lent mais constant déclin de l'élevage ovin. Développement de la production céréalière pour l'autonomie des troupeaux</p> </div> </div> <div style="text-align: center; margin-top: 10px;"> <p>De 1970 - 1980 : Période d'intensification bovine et ovine - désaisonnement / Apparition des premières difficultés économiques</p> </div>
Principaux impacts et services	
<p>Marchés : La conjoncture est favorable avec un marché national et européen déficitaire en viande ovine. La production ovine rentre toutefois en concurrence avec les agneaux importés de Nouvelle-Zélande et d'Irlande. Les produits sont valorisés sous signe de qualité. La saisonnalité de la production à l'herbe ne permet pas d'assurer un approvisionnement continu. En revanche la complémentarité des systèmes permet une production plus régulière sur l'année.</p>	<p>Intrants : Le recours aux concentrés protéiques implique des effets délocalisés (usage de terres, énergie et pesticides). Les systèmes mixtes associant élevage et cultures présentent des caractéristiques environnementales intéressantes mais pourraient être optimisés au niveau de la consommation d'énergie renouvelable par i) une meilleure utilisation du potentiel des légumineuses fourragères et ii) une plus forte utilisation, pour le troupeau, des céréales produites sur l'exploitation.</p>
<p>Emplois et métiers : Le dynamisme des filières crée des emplois localement (de 2% à 3,9% de l'emploi) et contribue indirectement au maintien d'un tissu agricole important (ex : systèmes ovins herbagers). La filière a progressivement poussé les élevages ovins au désaisonnement de la production qui pose des problèmes de surveillance renforcée des animaux. Les exploitations d'élevage diminuent au profit des grandes cultures en raison de charges de travail élevées (astreintes).</p>	<p>Régulation des écosystèmes et du climat : Les systèmes ovins affichent un bilan environnemental positif par le maintien des prairies (peu de pesticides utilisés, pas d'engrais azotés, stockage de carbone important et maintien d'un maillage dense de haies à l'aspect paysager historique). Les émissions de CH₄ /kg de produit sont importantes mais partiellement compensées par le stockage de carbone dans les prairies.</p>
<p>Enjeux sociétaux : L'élevage représente un levier essentiel dans la sauvegarde de l'aspect bocager local contribuant à l'esthétique du paysage et au maintien d'un attrait touristique. Les systèmes de production et les produits de qualité contribuent au patrimoine culturel et festif de la région.</p>	<p>Arbitrages : Il existe un arbitrage entre services de production pour satisfaire les exigences d'approvisionnement de la filière et l'organisation du travail. Leviers d'action : Favoriser la complémentarité des systèmes ovins au niveau de la saisonnalité de production, à l'échelle du bassin de production, pourrait apparaître comme globalement plus favorable en termes de services rendus. Au niveau de l'exploitation, les ateliers diversifiés (systèmes mixtes ovins-bovins et ovins-cultures par exemple) peuvent également améliorer les performances économiques (marge brute) et environnementales, comparés à des systèmes ovins spécialisés.</p>

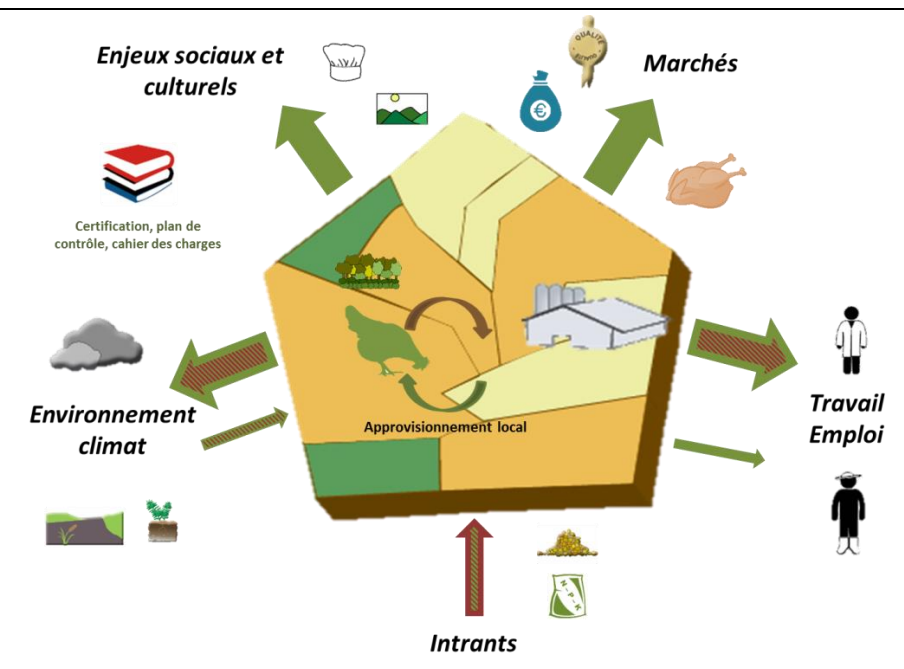
5.3 TERRITOIRES DE POLYCULTURE-ELEVAGE - LA BRESSE, UN TERRITOIRE DE POLY-ELEVAGES ET DE POLYCULTURES JOUANT SUR LA VALORISATION DES PRODUCTIONS DE QUALITE

<p>Enjeux sociaux et culturels</p> <p>Marchés</p> <p>Environnement climat</p> <p>Travail Emploi</p> <p>Intrants</p>	<p>Descriptif : La Bresse est constituée par une grande partie de la plaine d'effondrement qui s'étend entre le Jura et le Massif Central. Elle est devenue une grande plaine agricole à caractère bocager. Ce « pays-terroir » est marqué par une forte identité liée à la volaille de Bresse et à la culture du maïs. La complémentarité entre culture et élevage se fait à l'intérieur de l'exploitation mais aussi de plus en plus entre exploitations.</p> <p>Rétrospective : La demande d'appellation d'origine pour la volaille de Bresse date de 1936 et est confirmée en 1957. A cette époque les exploitations sont diversifiées (associant lait, volailles, porcs et maïs) et produisent notamment du beurre et de la volaille réputés. La région est ensuite marquée par une phase d'intensification non généralisée et de spécialisation des élevages de volailles et laitiers. A partir des années 1980, les « traditions » commencent à être valorisées par la patrimonialisation des produits de terroir et à travers la gastronomie. Récemment le beurre et la crème de Bresse ont eux aussi obtenu une AOP ; renforçant ainsi encore l'offre de produits sous signe de qualité. Ce territoire rural est marqué au Sud par une périurbanisation croissante de la ville de Bourg-en-Bresse.</p> <p>1950-1960 : Petites exploitations de polyculture - polyélevage diversifiées</p> <p>1970-1980 : Intensification et spécialisation des exploitations avec image régionale traditionnelle dévalorisée</p> <p>1980-1990 : Valorisation de l'image traditionnelle des produits</p> <p>1990-2010 : Concurrence forte entre agriculture et urbanisation</p>
<p align="center">Principaux impacts et services</p>	
<p>Marchés : La Bresse se caractérise par une grande variété de produits animaux (volailles, crème et beurre, charcuterie), de nombreux signes de qualité et une forte valorisation en circuits courts facilitée par la proximité aux grandes agglomérations (Lyon, Genève). Mais il existe une concurrence entre systèmes intensifs et traditionnels mettant en évidence la fragilité des systèmes traditionnels. Les filières conventionnelles laitières sont menacées par les crises économiques et sanitaires, la filière volailles est menacée par les crises sanitaires (H1N1).</p>	<p>Intrants : Autoconsommations non négligeables de produits laitiers pour l'alimentation des volailles. Le recours aux concentrés protéiques implique des effets délocalisés (usage de terres, énergie et pesticides). Le lien au sol est renforcé par les cahiers des charges des AOP du territoire.</p>
<p>Emplois et métiers : Le nombre d'emplois directs dans les exploitations d'élevage est important et contribue au maintien du tissu rural. Le dynamisme des filières crée des emplois localement dans la transformation. Il y a toutefois un déclin du nombre d'éleveurs en filière volaille, ainsi que des entreprises et des commerces artisanaux (charcuteries...). La fragilité des exploitations associant bovins-lait et volailles est due à une trop forte demande de main d'œuvre.</p>	<p>Régulation des écosystèmes et du climat : La présence de l'élevage diversifié permet le maintien du bocage et des rotations culturales diversifiées. Les systèmes s'appuient aussi sur de nombreux services intrants : fixation d'azote atmosphérique, activité biologique des sols. Les émissions de GES/kg de produit sont toutefois importantes dans les systèmes AOP, partiellement compensées par le stockage de carbone dans les prairies. L'élevage peut aussi rentrer en conflit avec des prédateurs (ex. renards) qui engendrent des pertes très importantes.</p>
<p>Enjeux sociétaux : Les produits sous signe de qualité confèrent une forte identité culturelle au territoire, et la gastronomie locale, fortement liée aux productions animales, est valorisée par des chefs cuisiniers renommés et lors de manifestations telles que les Glorieuses de Bresse. Ces éléments contribuent à l'attractivité du territoire. L'offre en circuits courts se redéveloppe dans ce territoire à croissance démographique forte. L'agglomération de Bourg-en-Bresse qui en quête d'image, tend aussi à valoriser le bocage qui pourtant est en recul sur l'ensemble de la Bresse (agrandissement des exploitations céréalières notamment).</p>	<p>Levers d'action : Les enjeux sociétaux et environnementaux soulignent l'intérêt de favoriser le maintien d'un élevage diversifié dans le territoire en tirant parti des avantages fournis par la complémentarité entre systèmes laitiers et volailles, et entre la production de céréales et l'élevage. Il convient toutefois de mieux valoriser les AOP laitières en améliorant la coordination entre opérateurs industriels. Il convient aussi d'être vigilant en termes de consommation de foncier dans le bassin de vie de Bourg-en-Bresse notamment, où la croissance démographique et périurbaine est forte. Continuer à travailler auprès de jeunes agriculteurs pour les intéresser à la production de volailles et au système de polyculture-élevage sur une même exploitation. Valoriser également les savoir-faire des artisans de bouche et en particulier celui des bouchers et des charcutiers.</p>

6.1 SYSTEMES VALORISANT L'IMAGE DES PRODUITS – L'EXEMPLE DES ELEVAGES OVINS ALLAITANTS EN AGRICULTURE BIOLOGIQUE



6.2 SYSTEMES VALORISANT L'IMAGE DES PRODUITS – L'EXEMPLE DES POULETS LABEL ROUGE

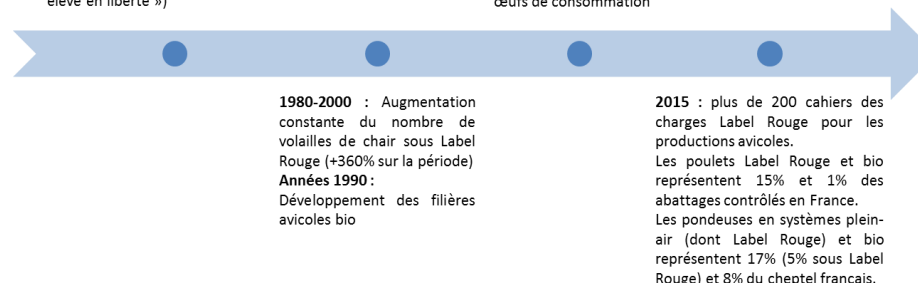


Descriptif : Les systèmes avicoles alternatifs sont, en France, majoritairement sous signe de qualité : Label Rouge (Poulet jaune des landes, 1^{er} Label Rouge créé), AB, IGP et AOP pour les volailles de Bresse. Les poulets Label Rouge représentent 15 % des abattages et ceux produits en AB 1 %. Pour les œufs : 17 % des poules pondeuses sont en systèmes plein air, dont 5 % en Label Rouge et 8 % en bio. Le bouquet de services décrit ici porte plus spécialement sur les poulets de chair produit sous Label Rouge. Ce label limite les densités animales (surface par animal de 0,5 à 2 fois plus grande), par la taille des lots (millier d'individus contre dizaine de milliers en poulet standard), la durée de vie de l'animal 2 fois plus longue (81 jours).

Rétrospective :

1965 : Sous l'impulsion du Syndicat de Défense du poulet jaune des Landes, soucieux de promouvoir un élevage traditionnel et garantissant des produits de qualité, le premier Label Rouge est créé (« poulet jaune fermier élevé en liberté »)

1998 : Apparition du
Label Rouge pour les
œufs de consommation



Principaux impacts et services

Marchés : Production sous signe de qualité permettant une plus forte valorisation des produits. Qualité nutritionnelle reconnue et recherchée par les consommateurs (moindre teneur en lipides) et plus grande qualité organoleptique (fermeté de la chair). La majorité des volailles en Label Rouge est distribuée dans la région de production hormis quelques labels (volailles de Loué, des Landes) qui ont un aire de consommation nationale et une part exportée vers l'UE (5% de la production nationale sous label). Les poulets sont généralement vendus entiers.

Emplois et métiers : Les poulets Label Rouge génèrent de nombreux emplois locaux (ex : 10 000 en région Pays de la Loire dont 2 400 éleveurs) ; les filières sont majoritairement bien organisées et intègrent l'accoupage, la fabrication d'aliments, l'abattage et la distribution. Dans les systèmes d'agroforesterie, le revenu des éleveurs est complété par la production de bois d'œuvre ou de chauffage, et de fruits.

La valeur ajoutée est inégalement répartie au sein de la filière.

Enjeux sociaux et culturels : L'image positive des systèmes de production plein air et des produits labellisés fait converger différents services : bien-être, biodiversité, qualité des produits. L'intégration paysagère des élevages sur parcours est plus facile dans les espaces périurbains que pour les grands élevages avicoles confinés.

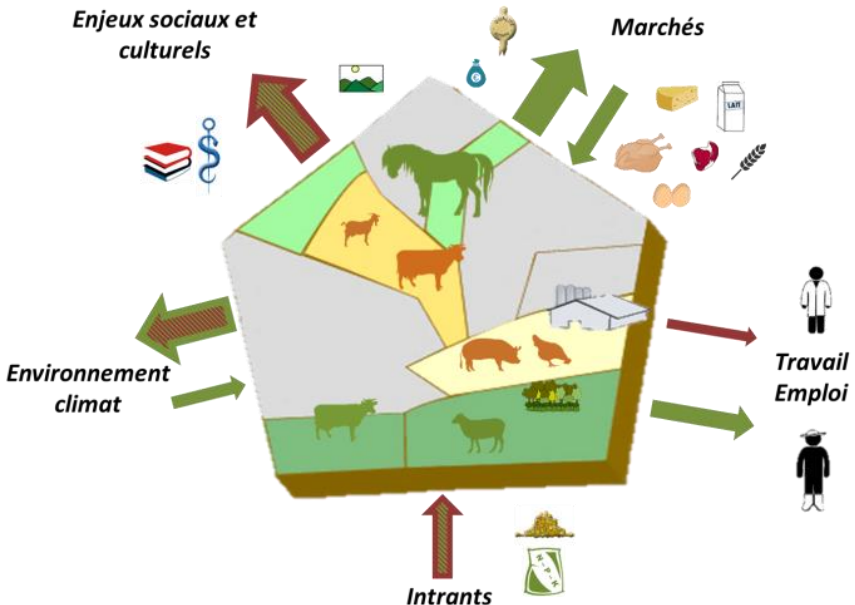
Intrants : L'alimentation des animaux (céréales et protéagineux mais avec une moindre utilisation soja que dans les autres filières) est le premier poste du coût de production. La production peut être faite à la ferme, localement ou délocalisée. L'alimentation peut valoriser des coproduits agricoles.

Environnement et climat : La principale caractéristique de la production avicole Label Rouge est la présence de parcours extérieurs auxquels les animaux peuvent accéder ; la surface est « illimitée » dans les systèmes « en liberté ». L'aménagement des parcours est régi par le cahier des charges : nombre et essences locales pour les arbres. L'agroforesterie améliore le bien-être des animaux et parfois aussi la croissance des arbres (association noyers et oies). Les systèmes Label Rouge contribuent au maintien de la biodiversité commune (parcours) et domestique (souches à croissance lente). **L'émission de GES est plus élevée par kilo de carcasse en raison de la moindre efficacité alimentaire. Des risques de pollution (sols, eau) peuvent arriver en cas de mauvaise utilisation du parcours ; ainsi que des risques de prédation (rapaces), et sanitaires (ex : *influenza* H1N1).**

Arbitrage entre la hausse de la qualité et le bon niveau de bien-être animal mais de plus fortes émissions de GES.

Leviers d'actions : Accompagner le développement de l'agriculture sous labels pour encourager les installations en élevage avec parcours, Label Rouge et bio, ainsi que la consommation de poulets sous signe de qualité en restauration collective, notamment dans les cantines scolaires.

7.1 LES ELEVAGES EN ZONES PERIURBAINES - UNE GRANDE DIVERSITE DE SERVICES

	<p>Descriptif : L'agriculture est présente dans les espaces périurbains, malgré la densité de la population. Les élevages y sont très divers, professionnels et amateurs pour le loisir ou l'autoconsommation. Ils produisent des biens alimentaires et répondent aux attentes de loisirs des citoyens ; ils sont pratiqués de manière intensive (autour d'Athènes par exemple) ou extensive (du fait des demandes en paysages, des zones de captages d'eau...). L'élevage équin se développe en Europe. L'élevage périurbain rencontre cependant des contraintes liées à la proximité des populations, à l'éparpillement des parcelles et au recul des industries agro-alimentaires.</p> <p>Rétrospective : Le « périurbain » est apparu dans les années 1960-1970 et était alors considéré comme une forme transitoire entre ville et campagne. Aujourd'hui on tend à le considérer comme un espace en soi et à le maintenir comme tel, un « Tiers-espace » et cela en affirmant justement l'importance des espaces ouverts souvent gérés par l'agriculture. Une tendance lourde a repoussé l'élevage loin de la ville. En Bretagne, les conflits entre résidents et éleveurs sont fréquents et bloquent quasi systématiquement l'implantation de nouveaux élevages. A proximité des agglomérations de l'arc alpin, les délocalisations d'élevages se multiplient. Dans l'agglomération lilloise par exemple, les éleveurs laitiers tendent à se reconvertir vers d'autres activités agricoles ou d'élevage répondant aux demandes des citoyens comme les élevages et pensions d'animaux.</p>
<p align="center">Principaux impacts et services</p>	
<p>Marchés : La production a tendance à reculer : entre 1988 et 2000, les effectifs bovins ont chuté de 25% dans les communes urbaines situées dans les corridors alpins, par exemple. La production des élevages à proximité des villes n'est pas forcément destinée à l'alimentation de la ville proche. Toutefois, de plus en plus les élevages profitent de la proximité urbaine pour commercialiser leur production. Des unités de transformation de petite taille, avec magasin de vente, se développent. Les élevages jouent un rôle important en termes de loisirs : les fermes pédagogiques sont de préférence situées dans les espaces périurbains des grandes villes, les centres équestres y sont nombreux, tout comme les élevages amateurs (chevaux notamment). Ils contribuent aussi à des projets de réinsertion ou sociaux. Des fermes délivrant des services thérapeutiques (« Care ») se développent en milieu périurbain. Des entreprises se créent pour entretenir des espaces verts, tant dans le tissu périurbain qu'intra-urbain, avec les animaux.</p>	<p>Intrants : La pression foncière est le principal frein à l'agriculture périurbaine. L'élevage périurbain a ainsi recours à des intrants extérieurs (alimentation du bétail, engrais). Ainsi des exploitations caprines, souvent non autonomes pour l'alimentation des animaux, se maintiennent, voire se créent dans les espaces périurbains profitant de la proximité d'un marché de consommation. A l'inverse certains espaces périurbains servent par leur production d'herbe sur des terrains précaires à alimenter des exploitations rurales.</p>
<p>Emplois et métiers : L'élevage périurbain répond à de nouvelles demandes urbaines : rôle d'entretien des paysages, développement des circuits courts, traction animale, loisirs ; les métiers sont donc diversifiés. Ces stratégies contournent les problèmes d'accès au foncier. L'installation d'éleveurs peut être portée par les collectivités territoriales. La rareté des infrastructures fragilise cependant les élevages périurbains professionnels. Pour des raisons davantage liées aux parcours de vie, la pérennité des élevages amateurs est également fragile.</p>	<p>Environnement et climat : L'élevage sur prairie répond aux demandes de paysages bucoliques des citoyens. Il gère également les espaces humides et certaines aires de captage situées près des villes. Les nuisances liées à l'activité d'élevage (bruits, odeurs, esthétique des bâtiments d'élevage...) est source de conflits. Des villes et des communes voisines s'allient pour produire de l'énergie en valorisant la biomasse des effluents d'élevage périurbains et des biodéchets.</p>
<p>Enjeux sociétaux : L'élevage de loisir, surtout avec les chevaux, est une activité importante dans les espaces périurbains. Les exploitations d'élevage offrent des paysages et des activités récréatifs qui motivent l'installation des citoyens dans cet espace (mode de vie). Ils permettent aussi de sensibiliser aux liens à l'animal et peuvent changer le regard sur l'élevage et même d'une manière générale sur l'agriculture.</p>	<p>Arbitrage entre des contraintes foncières, environnementales et sanitaires dans un contexte de réhabilitation de l'agriculture tant dans ses fonctions nourricières, que de loisirs.</p> <p>Leviers d'action : L'intérêt et les politiques en direction de l'agriculture périurbaine tendent à se développer ; de même des mouvements citoyens émergent en faveur du maintien de l'agriculture périurbaine (Terres de liens par exemple).</p>

7.2 LES ZONES URBAINES - LIEUX DE NOUVELLES RELATIONS ENTRE L'ELEVAGE ET LA SOCIETE, A LA MARGE EN EUROPE, DES EXEMPLES INTERNATIONAUX

	<p>Descriptif : Si les formes d'élevage domestique intra-urbain sont résiduelles, elles peuvent, dans certains cas, se redévelopper du fait de la crise économique et de nouveaux enjeux sociétaux et environnementaux. Ainsi, des animaux commencent à être réintroduits : pâturage de petits ruminants dans les interstices des villes, poulaillers de fond de cour... L'évolution récente des villes nord-américaines semble confirmer cette tendance. Dans le tissu urbain, on trouve essentiellement des animaux de petite taille (poulets, abeilles, moutons, chèvres), et aussi des chevaux (pour le trait notamment, et certains centres équestres peuvent être situés dans le tissu urbain).</p> <p>Rétrospective : L'élevage était une activité importante dans les villes à la fin du XIXe siècle et au début du XXe siècle notamment pour l'approvisionnement en lait et en œufs des populations urbaines. De même, la présence d'abattoirs et d'importants marchés de gros pour la viande, comme celui de la Villette en limite de Paris, impliquait la présence de nombreux animaux en ville. Le développement de la chaîne du froid, des transports et la transformation industrielle des produits animaux ont permis d'éloigner les élevages de la ville et même de ses périphéries. Les règlements sanitaires et environnementaux ont appuyé ce recul. Les élevages laitiers ont disparu plus tardivement. Aujourd'hui, dans les villes européennes, l'élevage a une place marginale par rapport au maraîchage. Cependant, des initiatives publiques ou privées se développent et des animaux commencent à être réintroduits pour entretenir les espaces verts dans l'espace urbain. Des « éleveurs sans terre » déplacent par exemple leurs moutons ou chèvres généralement d'un lieu à l'autre. S'il s'agit d'un renouveau en Europe de l'Ouest, cette pratique est plus ancrée dans les Balkans où l'urbanisme a maintenu des réserves foncières intra-urbaines, mais le développement urbain rétrécit ces espaces et les précarise ; à Bucarest, ce pastoralisme se rencontre dans des friches temporaires qui résultent de la crise de la construction. Les crises économiques et sociales dans les anciens pays de l'Est ont permis de maintenir de petits élevages domestiques pour l'autoconsommation dans le tissu urbain. On note également la présence, notamment dans les villes ouvrières, des élevages de pigeons (colombophilie).</p>
<p align="center">Principaux impacts et services</p>	
<p>Marchés : Approvisionnement des marchés au niveau de circuits courts. Approvisionnement en produits frais. Autoconsommation. Services environnementaux et de trait. Des municipalités commencent à utiliser des chevaux pour le trait, comme pour la collecte des ordures ménagères par exemple.</p>	<p>Intrants : L'élevage urbain permet, dans une certaine mesure, la valorisation de déchets ménagers. Toutefois celui-ci a également recours à des aliments concentrés industriels aux effets délocalisés (usage de terres, d'engrais et de pesticides pour les cultures). Il reste que de nouvelles formes d'élevage peuvent se développer dans des espaces urbains autour de l'économie circulaire (nouvelles fermes urbaines).</p>
<p>Emplois et métiers : L'entretien des espaces verts ou en friche par des animaux diminue le recours aux engins de tonte et aux produits phytosanitaires, et certains éleveurs tirent plus de revenu de cette activité d'entretien que de la production animale.</p>	<p>Régulation des écosystèmes et du climat : Les espaces urbains « naturalisés » par l'élevage (espaces verts, en friche, interstitiels...) jouent également un rôle dans la préservation de la biodiversité et créent un microclimat au sein des « îlots de chaleur » que constituent les villes lors des épisodes de canicule. Le développement des ruchers restaure également certains processus écologiques à l'intérieur des villes. Enfin, l'autoconsommation et la consommation de proximité peuvent aussi réduire la consommation d'énergie et d'emballages.</p>
<p>Enjeux sociétaux : Lorsque les animaux occupent des espaces interstitiels, ce « reverdissement » procure un bénéfice esthétique et les habitants du voisinage peuvent en faire un usage récréatif. A Detroit, le rôle social de l'agriculture urbaine et du contact avec des animaux est reconnu dans les parcours d'insertion des populations exclues et dans les démarches thérapeutiques. L'élevage urbain entraîne cependant des nuisances olfactives (déjections des animaux), peut générer des poussières ou des nuisances sonores. L'élevage de proximité peut aussi être source de risques épidémiologiques puisque les animaux sont en contact étroit avec l'Homme (ex. virus Influenza). Enfin, l'élevage en ville modifie le rapport à la mort des animaux, les abattoirs ayant été sortis des villes.</p>	<p>Arbitrage : entre la volonté des métropoles urbaines de favoriser les systèmes alimentaires locaux et les risques sanitaires et les nuisances olfactives et sonores associés à l'élevage. L'agriculture urbaine, telle qu'elle est favorisée aujourd'hui, est surtout associée au maraîchage (culture sur les toits, dans les espaces délaissés...).</p> <p>Leviers d'actions : L'entrée par la lutte contre le gaspillage pourrait modifier l'appréciation du rôle de l'élevage en ville.</p>

Références bibliographiques citées

- Aarestrup, F.M., 2015. The livestock reservoir for antimicrobial resistance: a personal view on changing patterns of risks, effects of interventions and the way forward. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 370 (1670). <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2014.0085>
- Aamink, A.J.A.; Ellen, H.H., 2008. Processes and factors affecting dust emissions from livestock production. *How to improve air quality*. DustConf 2007 How to Improve Air Quality, 2007-04-23/2007-04-24.
- Ademe, 2015. *Maitriser l'énergie en agriculture : un objectif économique et environnemental*. Angers: Ademe, Collection Agriculture & Environnement, Fiche n°1, 14 p. <http://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/2-maitriser-energie-en-agriculture-reference-ademe-8135.pdf>
- Alexandratos, N.; Bruinsma, J., 2012. *World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision*. Roma: FAO, ESA Working paper, 147 p. <http://large.stanford.edu/courses/2014/ph240/yuan2/docs/ap106e.pdf>
- Alfnes, F., 2004. Stated preferences for imported and hormone-treated beef: application of a mixed logit model. *European Review of Agricultural Economics*, 31 (1): 19-37. <http://dx.doi.org/10.1093/erae/31.1.19>
- Altieri, M.A., 1987. *Agroecology: The Scientific Basis Of Alternative Agriculture (Westview Special Studies in Agriculture Science and Policy) 2nd Edition* Westview Press (Westview Special Studies in Agriculture Science and Policy), 227 p.
- Alviola, P.A.; Capps, O., 2010. Household demand analysis of organic and conventional fluid milk in the United States based on the 2004 Nielsen Homescan panel. *Agribusiness*, 26 (3): 369-388. <http://dx.doi.org/10.1002/agr.2022>
- Amblard, L.; Mann, C., 2011. Ex-ante institutional compatibility assessment of policy options: methodological insights from a case study on the Nitrate Directive in Auvergne, France. *Journal of Environmental Planning and Management*, 54 (5): 661-684. <http://dx.doi.org/10.1080/09640568.2010.527128>
- Angers, D.A.; Arrouays, D.; Saby, N.P.A.; Walter, C., 2011. Estimating and mapping the carbon saturation deficit of French agricultural topsoils. *Soil Use and Management*, 27 (4): 448-452. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1475-2743.2011.00366.x>
- Anzalone, G.; Purseigle, F., 2014. Délégation d'activités et sous-traitance: au service de la transmission de l'exploitation et d'un patrimoine. P. Gassel, J.-P. Choisis, S. Petit et F. Purseigle, *L'agriculture en famille: travailler, réinventer, transmettre*, EDP Science. 327-338.
- Arrouays, D.; Balesdent, J.; Germon, J.C.; Jayet, P.A.; Soussana, J.F.; Stengel, P., 2002. *Contribution à la lutte contre l'effet de serre : stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Rapport d'expertise collective*. Paris: Inra, 334 p. <http://www.inra.fr/content/download/9339/122789/version/1/file/rapport-carbone-inra.pdf>
- Atkins, P.J.; Robinson, P.A., 2013. Coalition culls and zoonotic ontologies. *ENVIRONMENT AND PLANNING A*, 45 (6): 1372-1386. <http://dx.doi.org/10.1068/a45668>
- Balesdent, J.; Arrouays, D., 1999. Usage des terres et stockage de carbone dans les sols du territoire français. Une estimation des flux nets annuels pour la période 1900-1999. *Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture de France*, 85 (6): 265-277.
- Barnaud, C.; Antona, M.; Marzin, J., 2011. Vers une mise en débat des incertitudes associées à la notion de service écosystémique. *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement*, 11 (1). <http://dx.doi.org/10.4000/vertigo.10905>
- Basset-Mens, C.; van der Werf, H.M.G., 2005. Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 105 (1-2): 127-144. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2004.05.007>
- Battaglini, L.; Bovolenta, S.; Gusmeroli, F.; Salvador, S.; Sturaro, E., 2014. Environmental sustainability of Alpine livestock farms. *Italian Journal of Animal Science*, 13 (2): 3155. <http://dx.doi.org/10.4081/ijas.2014.3155>
- Belcher, K.W.; Germann, A.E.; Schmutz, J.K., 2007. Beef with environmental and quality attributes: Preferences of environmental group and general population consumers in Saskatchewan, Canada. *Agriculture and Human Values*, 24 (3): 333-342. <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10460-007-9069-x>
- Bell, L.W.; Kirkegaard, J.A.; Swan, A.; Hunt, J.R.; Huth, N.I.; Fettell, N.A., 2011. Impacts of soil damage by grazing livestock on crop productivity. *Soil & Tillage Research*, 113 (1): 19-29. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2011.02.003>
- Beniston, J.W.; DuPont, S.T.; Glover, J.D.; Lal, R.; Dungait, J.A.J., 2014. Soil organic carbon dynamics 75 years after land-use change in perennial grassland and annual wheat agricultural systems. *Biogeochemistry*, 120 (1-3): 37-49. <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-014-9980-3>
- Bennett, E.M.; Peterson, G.D.; Gordon, L.J., 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, 12 (12): 1394-1404. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x>
- Benoit, M.; Dakpo, H., 2012. Greenhouse gas emissions on french meat sheep farms: analysis over the period 1987-2010. *Emissions of Gas and Dust from Livestock*, Edits. Hassouna M., Guigand N. *Proceedings Emili 2012 congress*: 384-387.
- Benoit, M.; Laignel, G.; Lienard, G.; Dedieu, B.; Chabosseau, J.M., 1997. Eléments de réussite économique des élevages ovins extensifs du Montmorillonnais. *INRA Productions Animales*, 10 (5): 349-362. http://www6.inra.fr/productions-animales/content/download/4818/45565/version/1/file/Prod_Anim_1997_10_5_02.pdf
- Bentham, J., 1789. *An introduction to the principles of morals and legislation*. London: T. Payne. <http://catalogue.bnf.fr/ark:/12148/cb30085224s>

- Bernues, A.; Boutonnet, J.P.; Casasús, I.; Chentouf, M.; Gabiña, D.; Joy, M.; López-Francos, A.; Morand-Fehr, P.; Pacheco, F., 2011. *Economic, social and environmental sustainability in sheep and goat production systems*. Zaragoza: CIHEAM / FAO / CITA-DGA (*Options Méditerranéennes : Série A. Séminaires Méditerranéens*), 379 p. <http://om.ciheam.org/om/pdf/a100/a100.pdf>
- Berthet, E.T.A.; Bretagnolle, V.; Segrestin, B., 2012. Analyzing the Design Process of Farming Practices Ensuring Little Bustard Conservation: Lessons for Collective Landscape Management. *Journal of Sustainable Agriculture*, 36 (3): 319-336. <http://dx.doi.org/10.1080/10440046.2011.627988>
- Bertin, C.; Cébron, D.; Masero, J.; Massis, D., 2016. Démarches de qualité / diversification et emploi. *Agreste Les Dossiers*, n°34 - Juillet 2016: 25 p. http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/dossier34_integral.pdf
- Bertoni, G.; Trevisi, E.; Houdijk, J.; Calamari, L.; Athanasiadou, S., 2016. Welfare Is Affected by Nutrition Through Health, Especially Immune Function and Inflammation. In: Phillips, C.J.C., ed. *Nutrition and the Welfare of Farm Animals*. Cham: Springer International Publishing, 85-113. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-27356-3_5
- Bhullar, K.; Waglehner, N.; Pawlowski, A.; Koteva, K.; Banks, E.D.; Johnston, M.D.; Barton, H.A.; Wright, G.D., 2012. Antibiotic Resistance Is Prevalent in an Isolated Cave Microbiome. *Plos One*, 7 (4). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0034953>
- Billen, G.; Lassaletta, L.; Garnier, J., 2015. A vast range of opportunities for feeding the world in 2050: trade-off between diet, N contamination and international trade. *Environmental Research Letters*, 10 (2). <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/10/2/025001>
- Billinis, C., 2013. Wildlife diseases that pose a risk to small ruminants and their farmers. *Small Ruminant Research*, 110 (2-3): 67-70. <http://dx.doi.org/10.1016/j.smallrumres.2012.11.005>
- Bilotta, G.S.; Brazier, R.E.; Haygarth, P.M., 2007. The impacts of grazing animals on the quality of soils, vegetation, and surface waters in intensively managed grasslands. In: Sparks, D.L., ed. *Advances in Agronomy*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Advances in Agronomy), 237-280. [http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113\(06\)94006-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113(06)94006-1)
- Biscourp, P.; Boutin, X.; Vergé, T., 2013. The Effects of Retail Regulations on Prices: Evidence from the Loi Galland. *The Economic Journal*, 123 (573): 1279-1312. <http://dx.doi.org/10.1111/eoj.12045>
- Bochu, J.L.; Berger, S.; Priarollo, J., 2004. *Energie dans les exploitations agricoles : état des lieux en Europe et éléments de réflexion pour la France. Synthèse du rapport final*. Paris: Solagro;Ademe;Ministère de l'écologie, du développement et de l'aménagement durables;Ministère de l'agriculture et de la pêche, 34 p. http://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/46164_synth_ener_agri_ue.pdf
- Bockstaller, C.; Guichard, L.; Makowski, D.; Aveline, A.; Girardin, P.; Plantureux, S., 2008. Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 28 (1): 139-149. <http://dx.doi.org/10.1051/agro:2007052> <http://link.springer.com/content/pdf/10.1051%2Fagro%3A2007052.pdf>
- Boissy, A.; Bouix, J.; Orgeur, P.; Poindron, P.; Bibé, B.; Le Neindre, P., 2005. Genetic analysis of emotional reactivity in sheep: effects of the genotypes of the lambs and of their dams. *Genetics, Selection, Evolution : GSE*, 37 (5): 381-401. <http://dx.doi.org/10.1186/1297-9686-37-5-381>
- Bonaudo, T.; Bendahan, A.B.; Sabatier, R.; Ryschawy, J.; Bellon, S.; Leger, F.; Magda, D.; Tichit, M., 2014. Agroecological principles for the redesign of integrated crop-livestock systems. *European Journal of Agronomy*, 57: 43-51. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2013.09.010>
- Bonaudo, T.; Billen, G.; Garnier, J.; Barataud, F.; Bognon, S.; Marty, P.; Dupre, D., 2015. Le système agro-alimentaire : un découplage progressif de la production et de la consommation. In: Nicolas, B., ed. *Essai d'écologie territoriale*. CNRS Editions (CNRS Alpha), 157-178. http://www.cnrseditions.fr/geographie/7207-essai-d-ecologie-territoriale.html?search_query=le+metabolisme+territorial&results=1
- Bonilla, N.; Cazorla, F.M.; Martinez-Alonso, M.; Hermoso, J.M.; Gonzalez-Fernandez, J.J.; Gaju, N.; Landa, B.B.; de Vicente, A., 2012. Organic amendments and land management affect bacterial community composition, diversity and biomass in avocado crop soils. *Plant and Soil*, 357 (1-2): 215-226. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-012-1155-1>
- Bonneau, M.; Dourmad, J.Y.; Germon, J.C.; Hassouna, M.; Lebreton, B.; Loyon, L.; Paillat, J.M.; Ramonet, Y.; Robin, P., 2008. Connaissance des émissions gazeuses dans les différentes filières de gestion des effluents porcins. *INRA Productions Animales*, 21 (4): 345-359. http://www6.inra.fr/productions-animales/content/download/5598/79577/version/1/file/Prod_Anim_2008_4_04.pdf
- Bonnet, C.; Simioni, M., 2001. Assessing consumer response to Protected Designation of Origin labelling: a mixed multinomial logit approach. *European Review of Agricultural Economics*, 28 (4): 433-449. <http://dx.doi.org/10.1093/erae/28.4.433>
- Bonnieux, F.; Dupraz, P.; Latouche, K., 2006. *Experience with Agri-Environmental Schemes in EU and Non-EU Members*: Notre Europe, 14 p. https://www.researchgate.net/publication/228428652_Experience_with_Agri-Environmental_Schemes_in_EU_and_Non-EU_Members
- Bottcher, R.W., 2001. An environmental nuisance: Odor concentrated and transported by dust. *Chemical Senses*, 26 (3): 327-331. <http://dx.doi.org/10.1093/chemse/26.3.327>
- Bouamra-Mechemache, Z.; Duvaléix-Tréguer, S.; Magdelaine, P.; Ridier, A.; Rieu, M.; You, G., 2015. Contractualisation et modes de coordination dans les filières animales? *Économie rurale*, 345 (1): 4-6.
- Bourauoi, F.; Grizzetti, B.; Aloe, A., 2009. *Nutrient Discharge from Rivers to Seas for Year 2000*: European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, 72 p. EUR - Scientific and Technical Research Reports. <http://dx.doi.org/10.2788/38971>
- Bouvard, V.; Loomis, D.; Guyton, K.Z.; Grosse, Y.; El Ghissassi, F.; Benbrahim-Tallaa, L.; Guha, N.; Mattock, H.; Straif, K.; Int Agcy Res Canc, M., 2015. Carcinogenicity of consumption of red and processed meat. *Lancet Oncology*, 16 (16): 1599-1600. [http://dx.doi.org/10.1016/S1470-2045\(15\)00444-1](http://dx.doi.org/10.1016/S1470-2045(15)00444-1)
- bouWho, 2007. *Protein and Amino Acid Requirements in Human Nutrition*. Genève: WHO.

Bradbury, R.B.; Stoate, C.; Tallowin, J.R.B., 2010. FORUM: Lowland farmland bird conservation in the context of wider ecosystem service delivery. *Journal of Applied Ecology*, 47 (5): 986-993. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01843.x>

Brodaty, T.; Crépon, B.; Fougère, D., 2007. Les méthodes microéconométriques d'évaluation et leurs applications aux politiques actives de l'emploi. *Économie et Prévision*, 177: 91-118.

Brummel, R.F.; Nelson, K.C., 2014. Does multifunctionality matter to US farmers? Farmer motivations and conceptions of multifunctionality in dairy systems. *Journal of Environmental Management*, 146: 451-462. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.034>

Bureau, J.-C.; Fontagné, L.; Jean, S., 2015. L'agriculture française à l'heure des choix. *Les notes du conseil d'analyse économique*, n°27 (décembre): 12 p. <http://www.cae-eco.fr/IMG/pdf/cae-note027v2.pdf>

Cambra-Lopez, M.; Aarnink, A.J.A.; Zhao, Y.; Calvet, S.; Torres, A.G., 2010. Airborne particulate matter from livestock production systems: A review of an air pollution problem. *Environmental Pollution*, 158 (1): 1-17. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2009.07.011>

Cardenete, M.A.; Boulanger, P.; Delgado, M.D.C.; Ferrari, E.; M'Barek, R., 2014. Agri-food and Bio-based Analysis in the Spanish Economy Using a Key Sector Approach. *Review of Urban and Regional Development Studies*, 26 (2): 112-134. <http://dx.doi.org/10.1111/rurd.12022>

Caroli, E.; Gautie, J.; Lamanthe, A., 2009. The French food-processing model: High relative wages and high work intensity. *International Labour Review*, 148 (4): 375-394.

Carrère, P.; Dumont, B.; Cordonnier, S.; Orth, D.; Teyssonneire, F.; Petit, M., 2002. L'exploitation des prairies de montagne peut-elle concilier biodiversité et production fourragère ? *Actes du colloque INRA-ENITAC Agriculture et produits alimentaires de montagne*. ENITAC, 41-46.

Castellini, C.; Berri, C.; Le Bihan-Duval, E.; Martino, G., 2008. Qualitative attributes and consumer perception of organic and free-range poultry meat. *Worlds Poultry Science Journal*, 64 (4): 500-512. <http://dx.doi.org/10.1017/s0043933908000172>

Cavalerie, L.; Courcou, A.; Boschioli, M.L.; Réveillaud, E.; Gay, P., 2014. Tuberculose bovine. *Bulletin Épidémiologique*, n°71/Spécial Spécial Maladies animales réglementées et émergentes (MRE) – Bilan 2014: 4-11. <http://www.civ-viande.org/wp-content/uploads/2015/12/BEP-mg-BE71.pdf#page=4>

Cecagno, D.; Costa, S.; Anghinoni, I.; Kunrath, T.R.; Martins, A.P.; Reichert, J.M.; Gubiani, P.I.; Balerini, F.; Fink, J.R.; Carvalho, P.C.D., 2016. Least limiting water range and soybean yield in a long-term, no-till, integrated crop-livestock system under different grazing intensities. *Soil & Tillage Research*, 156: 54-62. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2015.10.005>

CGIAR Research Program on Water Land and Ecosystems (WLE), 2014. *Ecosystem services and resilience framework*. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute (IWMI), 40 p. <http://dx.doi.org/10.5337/2014.229>

Chabé-Ferret, S.; Desjeux, Y.; Dupraz, P.; Subervie, J., 2013. Adoption et efficacité des mesures agri-environnementales. *Le développement rural en Europe. Quel avenir pour le deuxième pilier de la Politique agricole commune ?* : Peter Lang, 205-226. <http://www.peterlang.com/index.cfm?event=cmp.ccc.seitenstruktur.detailseiten&seitentyp=produkt&pk=75528&cid=367>

Chakraborty, A.; Chakrabarti, K.; Chakraborty, A.; Ghosh, S., 2011. Effect of long-term fertilizers and manure application on microbial biomass and microbial activity of a tropical agricultural soil. *Biology and Fertility of Soils*, 47 (2): 227-233. <http://dx.doi.org/10.1007/s00374-010-0509-1>

Chapin, A.; Rule, A.; Gibson, K.; Buckley, T.; Schwab, K., 2005. Airborne multidrug-resistant bacteria isolated from a concentrated swine feeding operation. *Environmental Health Perspectives*, 113 (2): 137-142. <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.7473>

Charroin, T.; Veyssat, P.; Devienne, S.; Fromont, J.L.; Palazon, R.; Ferrand, M., 2012. Productivité du travail et économie en élevages d'herbivores : Définition des concepts, analyse et enjeux. *INRA Productions Animales*, 25 (2): 193-210.

Chateauraynaud, F., 2010. *Les OGM entre régulation économique et critique radicale. Rapport du programme OBSOGM, ANR OGM*. Paris: GSPR. <https://www.gspr-ehess.com/documents/rapports/RAP-2010-ANROGM.pdf>

Chaudhary, A.; Kastner, T., 2016. Land use biodiversity impacts embodied in international food trade. *Global Environmental Change*, 38: 195-204. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.03.013>

Choi, H.J.; Wohlgenant, M.K.; Zheng, X.Y., 2013. Household-Level Welfare Effects of Organic Milk Introduction. *American Journal of Agricultural Economics*, 95 (4): 1009-1028. <http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aat021>

CITEPA, 2015. *Rapport national d'inventaire - Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France – Séries sectorielles et analyses étendues FORMAT SECTEN*, Avril 2015. Paris, France, 317 p.

Coignard, M.; Guatteo, R.; Veissier, I.; de Boyer des Roches, A.; Mounier, L.; Lehébel, A.; Bareille, N., 2013. Description and factors of variation of the overall health score in French dairy cattle herds using the Welfare Quality® assessment protocol. *Preventive Veterinary Medicine*, 112 (3-4): 296-308. <http://dx.doi.org/10.1016/j.prevetmed.2013.07.018>

Coquil, X.; Béguin, P.; Dedieu, B., 2014. Transition to self-sufficient mixed crop–dairy farming systems. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 29 (03): 195-205. <http://dx.doi.org/10.1017/S1742170513000458>

Cordell, D.; White, S., 2013. Sustainable Phosphorus Measures: Strategies and Technologies for Achieving Phosphorus Security. *Agronomy*, 3 (1): 86. <http://dx.doi.org/10.3390/agronomy3010086>

Corpen, 2003. *Estimation des rejets d'azote, de phosphore, de potassium, de cuivre et de zinc des porcs - Influence de la conduite alimentaire et du mode de logement des animaux sur la nature et la gestion des déjections produites*. Paris: Corpen, 44 p. http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/DGALN_2003_06_rejet_porc.pdf

Corpen, 2006. *Estimation des rejets d'azote, phosphore, potassium, calcium, cuivre et zinc par les élevages avicoles. Influence de la conduite alimentaire et du mode de logement des animaux sur la nature et la gestion des déjections*. Paris: Corpen, 55 p. http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/DGALN_2007_10_rejet_elevage_avicole.pdf

- Cournut, S.; Chauvat, S., 2012. L'organisation du travail en exploitation d'élevage: analyse de 630 Bilans Travail réalisés dans huit filières animales. *INRA Productions Animales*, 25 (2): 101-112.
- Curran, M.; de Souza, D.M.; Anton, A.; Teixeira, R.F.; Michelsen, O.; Vidal-Legaz, B.; Sala, S.; Mila, I.C.L., 2016. How Well Does LCA Model Land Use Impacts on Biodiversity?—A Comparison with Approaches from Ecology and Conservation. *Environmental Science & Technology*, 50 (6): 2782-95. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/26830787>
- Cuttle, S.P., 2008. Impacts of Pastoral Grazing on Soil Quality. In: McDowell, R.W., ed. *Environmental Impacts of Pasture-Based Farming*. CAB International, 33-74. <http://dx.doi.org/10.1079/9781845934118.0033>
- da Silva, V.P.; van der Werf, H.M.G.; Soares, S.R.; Corson, M.S., 2014. Environmental impacts of French and Brazilian broiler chicken production scenarios: An LCA approach. *Journal of Environmental Management*, 133: 222-231. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.12.011>
- Das, B.B.; Dkhar, M.S., 2012. Organic Amendment Effects on Microbial Population and Microbial Biomass Carbon in the Rhizosphere Soil of Soybean. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 43 (14): 1938-1948. <http://dx.doi.org/10.1080/00103624.2012.689401>
- Daw, T.M.; Coulthard, S.; Cheung, W.W.L.; Brown, K.; Abunge, C.; Galafassi, D.; Peterson, G.D.; McClanahan, T.R.; Omukoto, J.O.; Munyi, L., 2015. Evaluating taboo trade-offs in ecosystems services and human well-being. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112 (22): 6949-6954. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1414900112>
- de Vries, M.; De Boer, I.J.M., 2010. Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science*, 128 (1-3): 1-11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2009.11.007>
- Dekker, S.E.M.; De Boer, I.J.M.; Vermeij, I.; Aarnink, A.J.A.; Koerkamp, P., 2011. Ecological and economic evaluation of Dutch egg production systems. *Livestock Science*, 139 (1-2): 109-121. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2011.03.011>
- Delaby, L.; Comeron, E.; Mc Carty, B.; Pavie, J.; Peyraud, J.L., 2016. Les légumineuses fourragères, indispensables à l'élevage de demain. *Fourrages*, 226: 77-86.
- Delaby, L.; Fiorelli, J.L., 2014. Systèmes laitiers à bas intrants: entre traditions et innovations. *INRA Productions Animales*, 27 (2): 123-133.
- Delattre, F.; Hauwuy, A.; Perron, L., 2005. The AOC label for Savoyard cheeses : past dynamics, achievements and challenges in the today's changing context (CAP, urban development). *Revue De Géographie Alpine-Journal of Alpine Research*: 119-126. http://www.persee.fr/doc/rga_0035-1121_2005_num_93_4_2375
- Delfosse, C., 2017. Les crémiers-fromagers entre commerce de proximité et gastronomie. *Ethnologie française*, 1: 99-110.
- Deselnicu, O.C.; Costanigro, M.; Souza-Monteiro, D.M.; McFadden, D.T., 2013. A meta-analysis of geographical indication food valuation studies: What drives the premium for origin-based labels? *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 38 (2): 204-219.
- Desjeux, Y.; Dupraz, P.; Kuhlman, T.; Paracchini, M.L.; Michels, R.; Maigne, E.; Reinhard, S., 2015. Evaluating the impact of rural development measures on nature value indicators at different spatial levels: Application to France and The Netherlands. *Ecological Indicators*, 59: 41-61. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.12.014>
- Diacono, M.; Montemurro, F., 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30 (2): 401-422. <http://dx.doi.org/10.1051/agro/2009040>
- Dollé, J.B.; Faverdin, P.; Agabriel, J.; Sauvant, D.; Klumpp, K., 2013. Contribution de l'élevage bovin aux émissions de GES et au stockage de carbone selon les systèmes de production. *Fourrages*, 215: 181-191. <http://www.civ-viande.org/wp-content/uploads/2014/04/02-Dolle-GES.pdf>
- Dong, F.; Hennessy, D.A.; Jensen, H.H.; Volpe, R.J., 2016. Technical efficiency, herd size, and exit intentions in U.S. dairy farms. *Agricultural Economics*, 47 (5): 533-545. <http://dx.doi.org/10.1111/agec.12253>
- Doreau, M.; van der Werf, H.M.G.; Micol, D.; Dubroeuq, H.; Agabriel, J.; Rochette, Y.; Martin, C., 2011. Enteric methane production and greenhouse gases balance of diets differing in concentrate in the fattening phase of a beef production system. *Journal of Animal Science*, 89 (8): 2518-2528. <http://dx.doi.org/10.2527/jas.2010-3140>
- Doublet, S.; Solagro, 2011. *CLIMAGRI : bilan énergies et GES des territoires ruraux La ferme France en 2006 et 4 scénarios pour 2030. Un outil d'aide à la décision pour l'agriculture et la forêt à l'échelle des territoires*. Angers: Ademe, 55 p. <http://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/climagri-la-ferme-france-en-2006-et-4-scenarios-pour-2030.pdf>
- Dourmad J.Y. (coord.); Levasseur P.(coord.); Daumer, M.; Hassouna, M.; Landrain, B.; Lemaire, N.; Loussouarn, A.; Salaün, Y.; Espagnol, S., 2016. *Évaluation des rejets d'azote, phosphore, potassium, cuivre et zinc des porcs*. Paris: RMT Elevages et Environnement, 26 p.
- Dourmad, J.Y., 2012. Influence des pratiques d'élevage sur l'impact environnemental des systèmes de production porcine. *44èmes Journées de la Recherche Porcine*. Paris. IFIP - Institut du Porc, 115-126. <http://www.journees-recherche-porcine.com/texte/index.htm>
- Dourmad, J.Y.; Hassouna, M.; Robin, R.; Guingand, N.; Meunier-Salaun, M.C.; Lebret, B., 2009. Influence of pig rearing system on animal performance and manure composition. *Animal*, 3 (4): 606-616. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731108003601>
- Dourmad, J.Y.; Ryschawy, J.; Trousson, T.; Bonneau, M.; Gonzalez, J.; Houwers, H.W.J.; Hviid, M.; Zimmer, C.; Nguyen, T.L.T.; Morgensen, L., 2014. Evaluating environmental impacts of contrasting pig farming systems with life cycle assessment. *Animal*, 8 (12): 2027-2037. <http://dx.doi.org/10.1017/S1751731114002134>
- Doussan, I., 2005. Considérés comme des " sous-produits ", les effluents d'élevage répandus en violation des règles protectrices de l'environnement échappent à la qualification de déchet. *Droit de l'Environnement*, 134: 286-287. <http://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00364623/en/>
- Dufour, A., 2009. Le travail en élevage sous l'influence de transformations sociétales: représentations, reconnaissance et identité. *3èmes Rencontres nationales Travail en Elevage*. Rennes, 19 et 20 novembre 2009, 7 p. http://idele.fr/?eID=cmis_download&old=workspace://SpacesStore/224cb08d-78ab-40a8-89e0-cfcf1757f0f5

Dufour, A.; Giraud, C., 2012. Le travail dans les exploitations d'élevage bovin laitier est-il toujours conjugal ? *INRA Productions Animales*, 25 (2): 169-180.

Dumont, B.; Farruggia, A.; Garel, J.P.; Bachelard, P.; Boitier, E.; Frain, M., 2009. How does grazing intensity influence the diversity of plants and insects in a species-rich upland grassland on basalt soils? *Grass and Forage Science*, 64 (1): 92-105. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2494.2008.00674.x>

Dumont, B.; Fortun-Lamothe, L.; Jouven, M.; Thomas, M.; Tichit, M., 2013. Prospects from agroecology and industrial ecology for animal production in the 21st century. *Animal*, 7 (6): 1028-1043. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731112002418>

Duru, M.; Therond, O., 2015. Livestock system sustainability and resilience in intensive production zones: which form of ecological modernization? *Regional Environmental Change*, 15 (8): 1651-1665. <http://dx.doi.org/10.1007/s10113-014-0722-9>

Dusart, L.; Protino, J.; Meda, B.; Dezat, E.; Chevalier, D.; Magdelaine, P.; Chenut, R.; Ponchant, P.; Lescoat, P.; Berri, C., 2015. Ovali, une méthode pour améliorer la durabilité des filières avicoles. *TeMA: techniques et marchés avicoles*, (35): 4-12.

Duvaleix-Tréguer, S.; Emlinger, C.; Gagné, C.; Latouche, K., 2015. Quality and export performance: Evidence from cheese industry. 145. *EAAE Seminar "Intellectual Property Rights for Geographical Indications: What is at Stake in the TTIP?"*. Parma, 11 p. <http://purl.umn.edu/200237>

EEA, 2015. *Air quality in Europe — 2015 report*, 57 p.

Efsa Panel on Dietetic Products Nutrition Allergies, 2012. Scientific Opinion on Dietary Reference Values for protein. *EFSA Journal*, 10 (2): 2557-n/a. <http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2012.2557>

Erb, K.-H.; Lauk, C.; Kastner, T.; Mayer, A.; Theurl, M.C.; Haberl, H., 2016. Exploring the biophysical option space for feeding the world without deforestation. *Nature Communications*, 7: 11382. <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms11382>

Ermgassen, E.; Phalan, B.; Green, R.E.; Balmford, A., 2016. Reducing the land use of EU pork production: where there's swill, there's a way. *Food Policy*, 58: 35-48. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2015.11.001>

Ertl, P.; Klocker, H.; Hortenhuber, S.; Knaus, W.; Zollitsch, W., 2015. The net contribution of dairy production to human food supply: The case of Austrian dairy farms. *Agricultural Systems*, 137: 119-125. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2015.04.004>

Fahrig, L.; Baudry, J.; Brotons, L.; Burel, F.G.; Crist, T.O.; Fuller, R.J.; Sirami, C.; Siriwardena, G.M.; Martin, J.L., 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14 (2): 101-112. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x>

Falaise, M., 2012. Bien-être animal et abattage : la nouvelle donne européenne. *Revue de l'union européenne*, 558: 331.

Falaise, M., 2013. La protection animale au sein de l'Union européenne. *Revue de l'union européenne*, 572: 551.

Falque, A.; Feschet, P.; Garrabé, M.; Gillet, C.; Lagarde, V.; Loeillet, D.; Macombe, C.c., 2013. *ACV Sociales, Effets socio-économiques des chaînes de valeurs*. Montpellier: CIRAD (Collection Thema de la revue *FruiTrop*), 172 p.

FAO, 2010. *Challenges and opportunities for carbon sequestration in grassland system - A technical report on grassland management and climate change mitigation*. Rome: FAO, 57 p.

FAO; Steinfeld, H.; Gerber, P.J.; Wassenaar, T.; Castel, V.; Rosales, M.; de Haan, C., 2006. *Livestock long shadow. Environmental issues and options*. Rome, Italy: FAO, 390 p. <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/a0701e/a0701e.pdf>

Farruggia, A.; Dumont, B.; Scohier, A.; Leroy, T.; Pradel, P.; Garel, J.P., 2012. An alternative rotational stocking management designed to favour butterflies in permanent grasslands. *Grass and Forage Science*, 67 (1): 136-149. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2494.2011.00829.x>

Farruggia, A.; Pomies, D.; Coppa, M.; Ferlay, A.; Verdier-Metz, I.; Le Morvan, A.; Bethier, A.; Pompanon, F.; Troquier, O.; Martin, B., 2014. Animal performances, pasture biodiversity and dairy product quality: How it works in contrasted mountain grazing systems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 185: 231-244. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2014.01.001>

Fearnside, P.M., 2001. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. *Environmental Conservation*, 28 (1): 23-38.

Flemmer, C., 2012. Environmental Input-Output Analysis of the New Zealand Dairy Industry. *International Journal of Sustainable Development*, 15 (4): 313-333. <http://dx.doi.org/10.1504/IJSD.2012.050030>

Flores, J.P.C.; Anghinoni, I.; Cassol, L.C.; Carvalho, P.C.D.; Leite, J.G.D.; Fraga, T.I., 2007. Soil physical attributes and soybean yield in an integrated livestock-crop system with different pasture heights in no-tillage. *Revista Brasileira De Ciencia Do Solo*, 31 (4): 771-780. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-06832007000400017>

Foley, J.A.; DeFries, R.; Asner, G.P.; Barford, C.; Bonan, G.; Carpenter, S.R.; Chapin, F.S.; Coe, M.T.; Daily, G.C.; Gibbs, H.K.; Helkowski, J.H.; Holloway, T.; Howard, E.A.; Kucharik, C.J.; Monfreda, C.; Patz, J.A.; Prentice, I.C.; Ramankutty, N.; Snyder, P.K., 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309 (5734): 570-574. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1111772>

Foley, J.A.; Ramankutty, N.; Brauman, K.A.; Cassidy, E.S.; Gerber, J.S.; Johnston, M.; Mueller, N.D.; O'Connell, C.; Ray, D.K.; West, P.C.; Balzer, C.; Bennett, E.M.; Carpenter, S.R.; Hill, J.; Monfreda, C.; Polasky, S.; Rockstrom, J.; Sheehan, J.; Siebert, S.; Tilman, D.; Zaks, D.P.M., 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478 (7369): 337-342. <http://dx.doi.org/10.1038/nature10452>

Folke, C.; Carpenter, S.R.; Elmqvist, T.; Gunderson, L.H.; Holling, C.S.; Walker, B., 2002. Resilience and Sustainable Development: Building Adaptive Capacity in a World of Transformations. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 31 (5): 437-440. <http://dx.doi.org/10.1579/0044-7447-31.5.437>

Follett, R.F.; Shafer, S.R.; Jawson, M.D.; Franzluebbers, A., 2005. Research and implementation needs to mitigate greenhouse gas emissions from agriculture in the USA. *Soil & Tillage Research*, 83 (1): 159-166. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2005.02.014>

Fourat, E.; Lepiller, O., 2016. Forms of Food Transition: Sociocultural Factors Limiting the Diets' Animalisation in France and India. *Sociologia Ruralis*.

- Francis, C.; Lieblein, G.; Gliessman, S.; Breland, T.A.; Creamer, N.; Harwood, R.; Salomonsson, L.; Helenius, J.; Rickerl, D.; Salvador, R.; Wiedenhoef, M.; Simmons, S.; Allen, P.; Altieri, M.; Flora, C.; Poincelot, R., 2003. Agroecology: The ecology of food systems. *Journal of Sustainable Agriculture*, 22 (3): 99-118. http://dx.doi.org/10.1300/J064v22n03_10
- Franzen, M.; Nilsson, S.G., 2008. How can we preserve and restore species richness of pollinating insects on agricultural land? *Ecography*, 31 (6): 698-708. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0587.2008.05110.x>
- Franzluebbers, A.J.; Sawchik, J.; Taboada, M.A., 2014. Agronomic and environmental impacts of pasture-crop rotations in temperate North and South America. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 190: 18-26. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.017>
- Gagné, C.; Larue, B., 2016. Quality Standards, Industry Structure, and Welfare in a Global Economy. *American Journal of Agricultural Economics*. <http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aaw039>
- Gagné, C.; Le Mener, L., 2014. Agricultural Prices, Selection, and the Evolution of the Food Industry. *American Journal of Agricultural Economics*, 96 (3): 884-902. <http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aat080>
- Gambino, M.; Laisney, C.; Vert, J., 2012. *Le monde agricole en tendances. Un portrait social prospectif des agriculteurs*. Paris: Centre d'études et de prospective, SSP, Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche, de la Ruralité et de l'Aménagement du Territoire-La Documentation française, Paris, 117 p. <http://agriculture.gouv.fr/telecharger/62084?token=59e0fc7a7c404df3c34d89f33adcab64>
- Garambois, N.; Devienne, S., 2010. Evaluation économique, du point de vue de la collectivité, des systèmes bovins laitiers herbagers 17. *Rencontres Recherche Ruminants* 25-32.
- Garcia-Launay, F.; van der Werf, H.M.G.; Nguyen, T.T.H.; Le Tutour, L.; Dourmad, J.Y., 2014. Evaluation of the environmental implications of the incorporation of feed-use amino acids in pig. production using Life Cycle Assessment. *Livestock Science*, 161: 158-175. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2013.11.027>
- Garcia-Martinez, A.; Olaizola, A.; Bernués, A., 2009. Trajectories of evolution and drivers of change in European mountain cattle farming systems. *Animal*, 3 (1): 152-165. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731108003297>
- Garde, L.c., 2012. *Protection des troupeaux contre la prédation*. Coédition Cerpam – Cardère éditeur (Collection "Techniques Pastorales" du Cerpam), 312 p.
- Gaudreault, C.; Wigley, T.B.; Margni, M.; Verschuyt, J.; Vice, K.; Titus, B., 2016. Addressing biodiversity impacts of land use in life cycle assessment of forest biomass harvesting. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Energy and Environment*, 5 (6): 670-683. <http://dx.doi.org/10.1002/wene.211>
- Gaujour, E.; Amiaud, B.; Mignolet, C.; Plantureux, S., 2012. Factors and processes affecting plant biodiversity in permanent grasslands. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 32 (1): 133-160. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-011-0015-3>
- Gaulin, C.; Ramsay, D., 2010. *Écllosion d'infections à Listeria monocytogenes pulsovar 93 liée à la consommation de fromages québécois, 2008, Province de Québec. Rapport d'investigation et d'intervention*. Québec, Canada: Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec-Ministère de la Santé et des Services sociaux, 77 p. https://www.bibliotheque.assnat.qc.ca/DepotNumerique_v2/AffichageFichier.aspx?id=133855
- Gerber, P.J.; Steinfeld, H.; Henderson, B.; Mottet, A.; Opio, C.; Dijkman, J.; Falcucci, A.; Tempio, G., 2013. *Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities*. Rome: FAO, 115 p. <http://www.fao.org/docrep/018/i3437e/i3437e.pdf>
- Gerlach, F.; Grieb, B.; Zerger, U., 2013. *Sustainable biogas production. A handbook for organic farmers*. Frankfurt am Main, Germany: FiBL Projekte GmbH, 51 p. <http://www.sustaingas.eu/handbook.html>
- Ghib, M.-I., 2013. L'autoconsommation, entre politique agricole et politique sociale: interrogations à partir du cas roumain. *Pour*, (1): 95-113. <http://www.cairn.info/revue-pour-2013-1-page-95.html>
- Gibbs, H.K.; Rausch, L.; Munger, J.; Schelly, I.; Morton, D.C.; Noojipady, P.; Soares-Filho, B.; Barreto, P.; Micol, L.; Walker, N.F., 2015. Brazil's Soy Moratorium. *Science*, 347 (6220): 377-378. <http://dx.doi.org/10.1126/science.aaa0181>
- Gibon, A.; Ladet, S.; Balent, G., 2015. Diagnostic socioécologique de la gestion des prairies en référence aux services écosystémiques attendus des paysages dans le Parc National des Pyrénées (France). *Fourrages*, (224): 305-319. <http://www.afpf-asso.fr/index/action/page/id/33/title/Les-articles/article/2066>
- Gliessman, S.R., 2007. Animals in Agroecosystems. In: Gliessman, S.R., ed. *Agroecology: The Ecology of Sustainable Food systems*. Boca Raton FL (USA): CRC Press, 269-285.
- Goulson, D.; Hanley, M.E.; Darvill, B.; Ellis, J.S.; Knight, M.E., 2005. Causes of rarity in bumblebees. *Biological Conservation*, 122 (1): 1-8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2004.06.017>
- Gohin A., Bareille F., Cariou S., Chouteau R., Dupraz P., Duflot B., Rubin B., 2016. Les emplois liés aux filières de l'élevage en Bretagne. Etats des lieux quantitatif et qualitatif. *Rapport MEDDE, CGDD, n°143*, 132 p + annexes
- Grandin, T.; Deesing, M.J., 2014. Chapter 1 - Behavioral Genetics and Animal Science. *Genetics and the Behavior of Domestic Animals (Second Edition)*. San Diego: Academic Press, 1-40. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-394586-0.00001-9>
- Groot, J.C.J.; Jellema, A.; Rossing, W.A.H., 2010. Designing a hedgerow network in a multifunctional agricultural landscape: Balancing trade-offs among ecological quality, landscape character and implementation costs. *European Journal of Agronomy*, 32 (1): 112-119. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2009.07.002>
- Groot, J.C.J.; Rossing, W.A.H.; Jellema, A.; Stobbelaar, D.J.; Renting, H.; Van Ittersum, M.K., 2007. Exploring multi-scale trade-offs between nature conservation, agricultural profits and landscape quality - A methodology to support discussions on land-use perspectives. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 120 (1): 58-69. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.03.037>

- Guyomard, H.; Huyghe, C.; Peyraud, J.L.; Boiffin, J.; Coudurier, B.; Jeuland, F.; Urruty, N., 2013. *Demain la ferme France : Vers des agricultures à hautes performances*. Paris: Synthèse de l'Étude réalisée pour le Commissariat général à la stratégie et à la prospective (CGSP), 32 p. <http://institut.inra.fr/Missions/Eclairer-les-decisions/Etudes/Toutes-les-actualites/Rapport-Agricultures-hautes-performances#>
- Hassink, J.; Grin, J.; Hulsink, W., 2013. Multifunctional Agriculture Meets Health Care: Applying the Multi-Level Transition Sciences Perspective to Care Farming in the Netherlands. *Sociologia Ruralis*, 53 (2): 223-245. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-9523.2012.00579.x>
- Havlik, P.; Leclère, D.; Valin, H.; Herrero, M.; Schmid, E.; Soussana, J.F.; Müller, C.; Obersteiner, M., 2015. Global climate change, food supply and livestock production systems: a bioeconomic analysis. In: Elbehri, A., ed. *Climate Change and Food Systems: Global Assessments and Implications for Food Security and Trade*. Roma: FAO, 176-208. <http://www.fao.org/3/a-i4332e/i4332e06.pdf>
- Havlik, P.; Valin, H.; Herrero, M.; Obersteiner, M.; Schmid, E.; Rufino, M.C.; Mosnier, A.; Thornton, P.K.; Bottcher, H.; Conant, R.T.; Frank, S.; Fritz, S.; Fuss, S.; Kraxner, F.; Notenbaert, A., 2014. Climate change mitigation through livestock system transitions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111 (10): 3709-3714. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1308044111>
- Hedenus, F.; Wirsenius, S.; Johansson, D., 2014. The importance of reduced meat and dairy consumption for meeting stringent climate change targets. *Climatic Change*, 124 (1/2): 79-91.
- Henderson, S.R., 2005. Managing land-use conflict around urban centres: Australian poultry farmer attitudes towards relocation. *Applied Geography*, 25 (2): 97-119. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2005.03.001>
- Hennessy, T.; Moran, B., 2014. *Teagasc national farm survey. Agriculture economics and farm department, rural economy and development programme*. Athenry: Teagasc, 12 p. http://www.teagasc.ie/rural-economy/downloads/NFS/NFS_Preliminary_Estimates_2014.pdf
- Herrero, M.; Thornton, P.K.; Gerber, P.J.; Reid, R.S., 2009. Livestock, livelihoods and the environment: understanding the trade-offs. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 1 (2): 111-120. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2009.10.003>
- Herrero, M.; Wirsenius, S.; Henderson, B.; Rigolot, C.; Thornton, P.; Havlik, P.; de Boer, I.; Gerber, P.J., 2015. Livestock and the Environment: What Have We Learned in the Past Decade? In: Gadgil, A.; Tomich, T.P., eds. *Annual Review of Environment and Resources*. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Environment and Resources), 177-202. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev-environ-031113-093503>
- Hill, S.B., 1998. Redesigning agroecosystems for environmental sustainability: A deep systems approach. *Systems Research and Behavioral Science*, 15 (5): 391-402. [http://dx.doi.org/10.1002/\(sici\)1099-1743\(1998090\)15:5<391::aid-sres266>3.0.co;2-0](http://dx.doi.org/10.1002/(sici)1099-1743(1998090)15:5<391::aid-sres266>3.0.co;2-0)
- Hochedez, C., 2014. La mise en place des politiques alimentaires locales dans la région métropolitaine de Stockholm: une gouvernance du malentendu? *Géocarrefour*, 89 (1): 115-124. http://www.cairn.info/resume.php?ID_ARTICLE=GEOC_891_0115
- Horrigan, L.; Lawrence, R.S.; Walker, P., 2002. How sustainable agriculture can address the environmental and human health harms of industrial agriculture. *Environmental Health Perspectives*, 110 (5): 445-456. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1240832/pdf/ehp0110-000445.pdf>
- Hostiou, N.; Chauvat, S.; Cornut, S., 2014. Faire face à des questions de travail : les leviers mobilisés par des éleveurs laitiers. *L'agriculture en famille : travailler, réinventer, transmettre*. 125-143. <http://dx.doi.org/10.1051/978-2-7598-1192-2.c008>
- Houot, S.; Pons, M.-N.; Pradel, M.; Aubry, C.; Augusto, L.; Barbier, R.; Benoit, P.; Brugère, H.; Casellas, M.; Chatelet, A.; Dabert, P.; Doussan, I.; Etrillard, C.; Fuchs, J.; Genermont, S.; Giamberini, L.; Helias, A.; Jardé, E.; Lupton, S.; Marron, N.; Menasseri, S.; Mollier, A.; Morel, C.; Mougin, C.; Parnaudeau, V.; Pourcher, A.-M.; Rychen, G.; Smolders, E.; Topp, E.; Vieublé, L.; Viguie, C.; Tibi, A.; Caillaud, M.A.; Girard, F.; Savini, I.; De Marechal, S.; Le Perchec, S., 2014. *Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier. Impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques*. Paris: INRA, 103 p. <https://www6.paris.inra.fr/depe/Media/Fichier/Expertises/Mafor/synthese-janv-2015>
- Howe, C.; Suich, H.; Vira, B.; Mace, G.M., 2014. Creating win-wins from trade-offs? Ecosystem services for human well-being: A meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 28: 263-275. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.07.005>
- ITAVI, 2013. *Estimation des rejets d'azote - phosphore - potassium calcium - cuivre - et zinc par les élevages avicoles. Mise à jour des références CORPEN-Volailles de 2006*. Paris: ITAVI, 63 p. http://agriculture.gouv.fr/sites/minagri/files/documents/pdf/sandrinel_Brochure_CORPEN_Volailles_revisee_21_JUIN_2013_DEFINITIVE_cle01d483.pdf
- Janzen, H.H., 2011. What place for livestock on a re-greening earth? *Animal Feed Science and Technology*, 166-67: 783-796. <http://dx.doi.org/10.1016/j.anifeeds.2011.04.055>
- Jarrige, F., 2004. Les mutations d'une agriculture méditerranéenne face à la croissance urbaine : dynamiques et enjeux autour de Montpellier. *Cahiers Agricultures*, 13 (1): 64-74. <http://www.jle.com/fr/revues/agr/e-docs/les-mutations-dune-agriculture-mediterraneenne-face-a-la-croissance-urbaine-dynamiques-et-enjeux-autour-de-montpellier-261860/article.phtml?tab=texte>
- Jeanneaux, P.; Perrier-Cornet, P., 2008. Les conflits d'usage du cadre de vie dans les espaces ruraux et la décision publique locale : éléments pour une analyse économique. *Économie rurale*, 2008/4 (306): 39-54. <http://economierurale.revues.org/pdf/458>
- Jérôme, E.; Beckers, Y.; Bodson, B.; Degard, C.; C., M.; Aubinet, M., 2013. Stockage de carbone et flux de gaz à effet de serre en prairie (synthèse bibliographique). *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 17: 103-117. <http://www.pressesagro.be/base/index.php/base/article/view/648>
- Jerrentrup, J.S.; Wrage-Mönnig, N.; Röver, K.-U.; Isselstein, J., 2014. Grazing intensity affects insect diversity via sward structure and heterogeneity in a long-term experiment. *Journal of Applied Ecology*, 51 (4): 968-977. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12244>
- Jones, K.E.; Patel, N.G.; Levy, M.A.; Storeygard, A.; Balk, D.; Gittleman, J.L.; Daszak, P., 2008. Global trends in emerging infectious diseases. *Nature*, 451 (7181): 990-U4. <http://dx.doi.org/10.1038/nature06536>

- Jopke, C.; Kreyling, J.; Maes, J.; Koellner, T., 2015. Interactions among ecosystem services across Europe: Bagplots and cumulative correlation coefficients reveal synergies, trade-offs, and regional patterns. *Ecological Indicators*, 49: 46-52. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.09.037>
- Jouve, A.M.; Padilla, M., 2007. Les agricultures périurbaines méditerranéennes à l'épreuve de la multifonctionnalité : comment fournir aux villes une nourriture et des paysages de qualité ? *Cahiers Agricultures*, 16 (4): 311-317. <http://dx.doi.org/10.1684/agr.2007.0109>
- JRC, 2012. *The State of Soil in Europe*. Luxembourg: Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 76 p.
- Kesse-Guyot, E.; Peneau, S.; Mejean, C.; de Edelenyi, F.S.; Galan, P.; Hercberg, S.; Lairon, D., 2013. Profiles of Organic Food Consumers in a Large Sample of French Adults: Results from the Nutrinet-Sante Cohort Study. *Plos One*, 8 (10). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0076998>
- Kirat, T.; Melot, R., 2006. Du réalisme dans l'analyse économique des conflits d'usage : les enseignements de l'étude du contentieux dans trois départements français (Isère, Loire-Atlantique, Seine-Maritime). *Développement Durable et Territoires*, 7: 1-19. <http://developpementdurable.revues.org/pdf/2574>
- Kirchmann, H.; Bergstrom, L.; Katterer, T.; Mattsson, L.; Gesslein, S., 2007. Comparison of long-term organic and conventional crop-livestock systems on a previously nutrient-depleted soil in Sweden. *Agronomy Journal*, 99 (4): 960-972. <http://dx.doi.org/10.2134/agronj2006.0061>
- Kirchner, M.; Schmidt, J.; Kindermann, G.; Kulmer, V.; Mitter, H.; Prettenhaler, F.; Rüdiger, J.; Schuppenlehner, T.; Schönhart, M.; Strauss, F.; Tappeiner, U.; Tasser, E.; Schmid, E., 2015. Ecosystem services and economic development in Austrian agricultural landscapes — The impact of policy and climate change scenarios on trade-offs and synergies. *Ecological Economics*, 109: 161-174. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.11.005>
- Klimek, S.; Richter, G.; Kemmermann, A.; Hofmann, M.; Isselstein, J., 2007. Plant species richness and composition in managed grasslands: The relative importance of field management and environmental factors. *Biological Conservation*, 134 (4): 559-570. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2006.09.007>
- Knapp, C.W.; Zhang, W.; Sturm, B.S.M.; Graham, D.W., 2010. Differential fate of erythromycin and beta-lactam resistance genes from swine lagoon waste under different aquatic conditions. *Environmental Pollution*, 158 (5): 1506-1512. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2009.12.020>
- Koch, B.; Edwards, P.J.; Blanckenhorn, W.U.; Buholzer, S.; Walter, T.; Wuest, R.O.; Hofer, G., 2013. Vascular plants as surrogates of butterfly and grasshopper diversity on two Swiss subalpine summer pastures. *Biodiversity and Conservation*, 22 (6-7): 1451-1465. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-013-0485-5>
- Koch, P.; Salou, T., 2015. AGRIBALYSE®: Rapport Méthodologique – Version 1.2. Mars 2015. Angers: Ademe, 393 p. http://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/agribalyse-rapport-methodologique-v1_2.pdf
- Kolstrup, C.L.; Kallioniemi, M.; Lundqvist, P.; Kymalainen, H.R.; Stallones, L.; Brumby, S., 2013. International Perspectives on Psychosocial Working Conditions, Mental Health, and Stress of Dairy Farm Operators. *Journal of Agromedicine*, 18 (3): 244-255. <http://dx.doi.org/10.1080/1059924x.2013.796903>
- Kragt, M.E.; Robertson, M.J., 2014. Quantifying ecosystem services trade-offs from agricultural practices. *Ecological Economics*, 102: 147-157. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.04.001>
- Kuisma, M.; Kahiluoto, H.; Havukainen, J.; Lehtonen, E.; Luoranen, M.; Myllymaa, T.; Grönroos, J.; Hörttanainen, M., 2013. Understanding biorefining efficiency – The case of agrifood waste. *Bioresource Technology*, 135: 588-597. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.11.038>
- Kvapilík, J.; Hanus, O.; Roubal, P.; Filip, V., 2015. Economic metaanalysis of impact of once a day milking. *Bulgarian Journal of Agricultural Science*, 21 (2): 419-428. <http://www.agrojournal.org/21/02-35.pdf>
- Lacombe, N., 2015. *Les coproduits entre marginalisation et relance. Le cas des viandes de petits ruminants en élevage méditerranéen*. Doctorat (Géographie physique, humaine, économique et régionale). Université de Corse.
- Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123 (1-2): 1-22. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.032>
- Lamarque, P.; Meyfroidt, P.; Nettiér, B.; Lavorel, S., 2014. How Ecosystem Services Knowledge and Values Influence Farmers' Decision-Making. *Plos One*, 9 (9): e107572. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0107572>
- Lamine, C., 2008. *Les Intermittents du bio : pour une sociologie pragmatique des choix alimentaires émergents*. Paris: Éditions de la Maison des Sciences de l'Homme (*Natures sociales*).
- Lafay, L., 2009. Rapport de l'Étude individuelle nationale des consommations alimentaires 2 (Inca 2) 2006/2007. Maisons-Alfort: Agence française de sécurité sanitaire des aliments, 225 p. <http://www.anses.fr/fr/system/files/PASER-Ra-INCA2.pdf>
- Langlais, A., 2007. *Les déchets agricoles et l'épandage : le droit et ses applications*. Paris: Editions Technip Environnement.
- Larue, R., 2015. *Le végétarisme et ses ennemis: vingt-cinq siècles de débats*. Presses universitaires de France.
- Le Gall, A.; Beguin, E.; Dollé, J.B.; Manneville, V.; Pflimlin, A., 2009. Nouveaux compromis techniques pour concilier efficacité économique et environnementale en élevage herbivore. *Fourrages*, 198: 131-151. <http://www.afpf-asso.fr/index/action/page/id/33/titre/Les-articles/article/1739>
- Lebret, B.; Picard, B., 2015. Les principales composantes de la qualité des carcasses et des viandes dans les différentes espèces animales. *INRA Productions Animales*, 28 (2): 93-98.
- Leck, C.; Evans, N.; Upton, D., 2014. Agriculture—Who cares? An investigation of 'care farming' in the UK. *Journal of Rural Studies*, 34: 313-325.

https://eprints.worc.ac.uk/3136/1/C__Users_evan1_Desktop_Nick's%20Main%20Files%20JUNE%202014_Care%20Farming_Leck%20Evans%20Upton%20Care%20Farming%20JRS.pdf

Lefrançois, T.; Pineau, T., 2014. Public health and livestock: Emerging diseases in food animals. *Animal Frontiers*, 4 (1): 4-6. <http://dx.doi.org/10.2527/af.2014-0001>

Leinonen, I.; Williams, A.G.; Wiseman, J.; Guy, J.; Kyriazakis, I., 2012. Predicting the environmental impacts of chicken systems in the United Kingdom through a life cycle assessment: Broiler production systems. *Poultry Science*, 91 (1): 8-25. <http://dx.doi.org/10.3382/ps.2011-01634>

Leip, A.; Billen, G.; Garnier, J.; Grizzetti, B.; Lassaletta, L.; Reis, S.; Simpson, D.; Sutton, M.A.; De Vries, W.; Weiss, F.; Westhoek, H., 2015. Impacts of European livestock production: nitrogen, sulphur, phosphorus and greenhouse gas emissions, land-use, water eutrophication and biodiversity. *Environmental Research Letters*, 10 (11): 14 p. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/10/11/115004>

Leip, A.; Weiss, F.; Wassenaar, T.; Perez, I.; Fellmann, T.; Loudjani, P.; Tubiello, F.; Grandgirard, D.; Monni, S.; Biala, K., 2010. *Evaluation of the livestock sector's contribution to the EU greenhouse gas emissions (GGELS) final report*: European Commission, Joint Research Centre, 323 p. <http://ec.europa.eu/agriculture/analysis/external/livestock-gas/>

Lemaire, G., 2012. Intensification of animal production from grassland and ecosystem services: a trade-off. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources*, 7 (12): 1-7. <http://dx.doi.org/10.1079/PAVSNNR20127012>

Lepiller, O., 2013. Les critiques de l'alimentation industrielle et les réponses des acteurs de l'offre. *Cahiers de Nutrition et de Diététique*, 48 (6): 298-307. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cnd.2013.09.001>

Lesschen, J.P.; van den Berg, M.; Westhoek, H.J.; Witzke, H.P.; Oenema, O., 2011. Greenhouse gas emission profiles of European livestock sectors. *Animal Feed Science and Technology*, 166-67: 16-28. <http://dx.doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.058>

Lindberg, G.; Midmore, P.; Surry, Y., 2012. Agriculture's Inter-industry Linkages, Aggregation Bias and Rural Policy Reforms. *Journal of Agricultural Economics*, 63 (3): 552-575.

López-i-Gelats, F.; Milán, M.J.; Bartolomé, J., 2011. Is farming enough in mountain areas? Farm diversification in the Pyrenees. *Land Use Policy*, 28 (4): 783-791. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.01.005>

Lopez-Ridaura, S.; van der Werf, H.; Paillat, J.M.; Le Bris, B., 2009. Environmental evaluation of transfer and treatment of excess pig slurry by life cycle assessment. *Journal of Environmental Management*, 90 (2): 1296-1304. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.07.008>

Loureiro, M.L.; Umberger, W.J., 2007. A choice experiment model for beef. What US consumer responses tell us about relative preferences for food safety, country-of-origin labeling and traceability. *Food Policy*, 32 (4): 496-514. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2006.11.006>

Loyon, L.; Burton, C.H.; Misselbrook, T.; Webb, J.; Philippe, F.X.; Aguilar, M.; Doreau, M.; Hassouna, M.; Veldkamp, T.; Dourmad, J.Y.; Bonmati, A.; Grimm, E.; Sommer, S.G., 2016. Best available technology for European livestock farms: Availability, effectiveness and uptake. *Journal of Environmental Management*, 166: 1-11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.09.046>

Lucas, V.; Gasselin, P.; Thomas, F.; Vaquié, P.-F., 2014. Coopération agricole de production: quand l'activité agricole se distribue entre exploitation et action collective de proximité. In: Gasselin, P.; Choisis, J.-P.; Petit, S.; Purseigle, F.; Zasser, S., eds. *L'agriculture en famille : travailler, réinventer, transmettre*. INRA-SAD. Paris: EDP Science, 201-222. <http://dx.doi.org/10.1051/978-2-7598-1192-2.c012>

Lund, V.; Olsson, I.A.S., 2006. Animal agriculture: Symbiosis, culture, or ethical conflict? *Journal of Agricultural & Environmental Ethics*, 19 (1): 47-56. <http://dx.doi.org/10.1007/s10806-005-4378-9>

Lüscher, A.; Mueller-Harvey, I.; Soussana, J.F.; Rees, R.M.; Peyraud, J.L., 2014. Potential of legume-based grassland-livestock systems in Europe: a review. *Grass and Forage Science*, 69 (2): 206-228. <http://dx.doi.org/10.1111/gfs.12124>

MacDonald, J.M., 2009. *The transformation of U.S. livestock agriculture : scale, efficiency, and risks* / James M. MacDonald and William D. McBride. Washington, D.C.: U.S. Dept. of Agriculture, Economic Research Service, Economic information bulletin., 40 p. <http://purl.umn.edu/58311>

Madelrieux, S.; Dassé, F.; Macquart, C., 2015. Transformations des conditions de travail en élevage et santé des éleveurs. 4èmes *Rencontres nationales travail en élevage : Recueil des contributions*. Dijon, 5 et 6 novembre 2015, 19-22. http://www.afpf-asso.fr/files/fichiers/Recueil_contributions_2015.pdf#page=20

Magdelaine, P.; Coutelet, G.; Duvaléix-Tréguer, S., 2015. La contractualisation dans le secteur aviculture chair. *Économie rurale*, 345 (1): 73-86. <http://www.cairn.info/revue-economie-rurale-2015-1-page-73.htm>

Mahmoud, M.; Liu, Y.; Hartmann, H.; Stewart, S.; Wagener, T.; Semmens, D.; Stewart, R.; Gupta, H.; Dominguez, D.; Dominguez, F.; Hulse, D.; Letcher, R.; Rashleigh, B.; Smith, C.; Street, R.; Ticehurst, J.; Twery, M.; van Delden, H.; Waldick, R.; White, D.; Winter, L., 2009. A formal framework for scenario development in support of environmental decision-making. *Environmental Modelling & Software*, 24 (7): 798-808. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2008.11.010>

Margetic, C., 2015. Des espaces naturels pour pérenniser l'activité agricole : exemple de l'EARL à Port-Saint-Père (44). Des espaces naturels pour pérenniser l'activité agricole : exemple de l'EARL à Port-Saint-Père (44). Entretien avec Bertrand Batard. *Pour*, 224: 267-273. <http://dx.doi.org/10.3917/pour.224.0267>

Marguénaud, J.-P., 2015. Une révolution théorique : l'extraction masquée des animaux de la catégorie des biens. *La Semaine Juridique - Edition Générale*, 10-11: 495. http://www.lexisnexis.fr/droit-document/article/la-semaine-juridique-edition-generale/10-2015/305_PS_SJG_SJG1510ET00305.htm#.V5sM03pMhbE

Maris, V., 2014. *Nature à vendre. Les limites des services écosystémiques*. Editions Quae (Sciences en questions), 96 p.

Marshall, E.J.P.; West, T.M.; Kleijn, D., 2006. Impacts of an agri-environment field margin prescription on the flora and fauna of arable farmland in different landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 113 (1-4): 36-44. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.036>

- Marshall, G.R., 2015. A social-ecological systems framework for food systems research: accommodating transformation systems and their products. *International Journal of the Commons*, 9 (2): 881-908. <http://doi.org/10.18352/ijc.587>
- Martin, G.; Moraine, M.; Ryschawy, J.; Magne, M.A.; Asai, M.; Sarthou, J.P.; Duru, M.; Therond, O., 2016. Crop-livestock integration beyond the farm level: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 36 (3): 53. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-016-0390-x>
- McGinnis, M.D.; Ostrom, E., 2014. Social-ecological system framework: initial changes and continuing challenges. *Ecology and Society*, 19 (2). <http://dx.doi.org/10.5751/ES-06387-190230>
- McMichael, A.J.; Powles, J.W.; Butler, C.D.; Uauy, R., 2007. Food, livestock production, energy, climate change, and health. *The lancet*, 370 (9594): 1253-1263.
- MEA - Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Multiscale Assessments: Findings of the Sub-Global Assessments Working Group*. Island Press, 416 p. <https://books.google.fr/books?id=wz-0AAAAIAAJ>
- Mestdagh, I.; Lootens, P.; Van Cleemput, O.; Carlier, L., 2006. Variation in organic-carbon concentration and bulk density in Flemish grassland soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 169 (5): 616-622. <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.200521861>
- Meul, M.; Nevens, F.; Reheul, D.; Hofman, G., 2007. Energy use efficiency of specialised dairy, arable and pig farms in Flanders. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 119 (1-2): 135-144. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.07.002>
- Meul, M.; Van Passel, S.; Fremaut, D.; Haesaert, G., 2012. Higher sustainability performance of intensive grazing versus zero-grazing dairy systems. *Agronomy for Sustainable Development*, 32 (3): 629-638. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-011-0074-5>
- Meynard, J.M.; Messean, A.; Charlier, A.; Charrier, F.; Fares, M.; Le Bail, M.; Magrini, M.B., 2013. *Freins et leviers à la diversification des cultures. Étude au niveau des exploitations agricoles et des filières*, 52 p. <http://inra.dam.front.pad.brainsonic.com/ressources/afile/223799-6afe9-resource-etude-diversification-des-cultures-synthese.html>
- Miele, M.; Veissier, I.; Evans, A.; Botreau, R., 2011. Animal welfare: establishing a dialogue between science and society. *Animal Welfare*, 20 (1): 103-117.
- Moller, J.; Boldrin, A.; Christensen, T.H., 2009. Anaerobic digestion and digestate use: accounting of greenhouse gases and global warming contribution. *Waste Management & Research*, 27 (8): 813-824. <http://dx.doi.org/10.1177/0734242x09344876>
- Monteiro, C.A.; Moubarac, J.C.; Cannon, G.; Ng, S.W.; Popkin, B., 2013. Ultra-processed products are becoming dominant in the global food system. *Obesity Reviews*, 14: 21-28. <http://dx.doi.org/10.1111/obr.12107>
- Moraine, M.; Duru, M.; Nicholas, P.; Leterme, P.; Therond, O., 2014. Farming system design for innovative crop-livestock integration in Europe. *Animal*, 8 (8): 1204-1217. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731114001189>
- Moraine, M.; Duru, M.; Therond, O., 2016. A social-ecological framework for analyzing and designing integrated crop-livestock systems from farm to territory levels. *Renewable Agriculture and Food Systems*, FirstView: 1-14. <http://dx.doi.org/10.1017/S1742170515000526>
- Moraine, M.; Grimaldi, J.; Murgue, C.; Duru, M.; Théron, O., 2016 (accepté). Co-design and assessment of crop-livestock systems at the territory level: a case study in south-western France. *Agricultural Systems*.
- Morroy, G.; van der Hoek, W.; Albers, J.; Coutinho, R.A.; Bleeker-Rovers, C.P.; Schneeberger, P.M., 2015. Population Screening for Chronic Q-Fever Seven Years after a Major Outbreak. *Plos One*, 10 (7). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0131777>
- Mortimer, S.; Kessock-Philip, R.; Potts, S.; Ramsay, A.; Roberts, S.; Woodcock, B.; Hopkins, A.; Gundrey, A.; Dunn, R.; Tallwin, J.; Vickery, J.; Gough, S., 2006. *Review of the Diet and Microhabitat Values for Wildlife and the Agronomic Potential of Selected Grassland Plant Species*. English Nature Research Report. <http://publications.naturalengland.org.uk/publication/87001>
- Mottet, A.; Henderson, B.; Opio, C.; Falcucci, A.; Tempio, G.; Silvestri, S.; Chesterman, S.; Gerber, P.J., 2016. Climate change mitigation and productivity gains in livestock supply chains: insights from regional case studies. *Regional Environmental Change*: 1-13. <http://dx.doi.org/10.1007/s10113-016-0986-3>
- Nepstad, D.; McGrath, D.; Stickler, C.; Alencar, A.; Azevedo, A.; Swette, B.; Bezerra, T.; DiGiano, M.; Shimada, J.; Seroa da Motta, R.; Armijo, E.; Castello, L.; Brando, P.; Hansen, M.C.; McGrath-Horn, M.; Carvalho, O.; Hess, L., 2014. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science*, 344 (6188): 1118-1123. <http://dx.doi.org/>
- Neupane, S.; Virtanen, P.; Luukkaala, T.; Siukola, A.; Nygard, C.H., 2014. A four-year follow-up study of physical working conditions and perceived mental and physical strain among food industry workers. *Applied Ergonomics*, 45 (3): 586-591. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apergo.2013.08.010>
- Nguyen, T.T.H.; Corson, M.S.; Doreau, M.; Eugene, M.; van der Werf, H.M.G., 2013. Consequential LCA of switching from maize silage-based to grass-based dairy systems. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (8): 1470-1484. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-013-0605-1>
- Nguyen, T.T.H.; van der Werf, H.M.G.; Eugene, M.; Veysset, P.; Devun, J.; Chesneau, G.; Doreau, M., 2012. Effects of type of ration and allocation methods on the environmental impacts of beef-production systems. *Livestock Science*, 145 (1-3): 239-251. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2012.02.010>
- Nicolas, F.; Valceschini, E.; Paillotin, G., 1995. Agro-alimentaire : une économie de la qualité. *Colloque : La qualité dans l'agro-alimentaire. Questions économiques et objets scientifiques*. SFER, Société Française d'Economie Rurale, Paris, 1992-10-25. INRA Editions/Economica, 433 p.
- Pearce, D.; Atkinson, G.; Mourato, S., 2006. *Cost-benefit analysis and the environment: recent developments*. Paris: Organisation for Economic Cooperation and development, 316 p.
- Pellerin, S.; Bamière, L.; Angers, D.A.; Béline, F.; Benoit, M.; Butault, J.P.; Chenu, C.; Colnenne-David, C.; De Cara, S.; Delame, N.; Doreau, M.; Dupraz, P.; Faverdin, P.; Garcia-Launay, F.; Hassouna, M.; Hénault, C.; Jeuffroy, M.H.; Klumpp, K.; Metay, A.; Moran, D.; Recous, S.; Samson, E.; Savini, I.; Pardon, L., 2013. *Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à*

effet de serre? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques. Synthèse du rapport d'étude, INRA (France), (convention n° 11-60-C0021, convention n° 11-60-C0021), 92 p. <http://institut.inra.fr/Missions/Eclairer-les-decisions/Etudes/Toutes-les-actualites/Etude-Reduction-des-GES-en-agriculture>

Pellerin, S.; Bamière, L.; Pardon, L., 2015. *Agriculture et gaz à effet de serre : dix actions pour réduire les émissions*. Versailles: Quae (*Matière à débattre et décider*), 200 p.

Perny, P., 1998. Multicriteria filtering methods based on concordance and non-discordance principles. *Annals of Operations Research*, 80: 137-165. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1018907729570>

Peters, C.J.; Picardy, J.A.; Darrouzet-Nardi, A.; Griffin, T.S., 2014. Feed conversions, ration compositions, and land use efficiencies of major livestock products in US agricultural systems. *Agricultural Systems*, 130: 35-43. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2014.06.005>

Petz, K.; Alkemade, R.; Bakkenes, M.; Schulp, C.J.E.; van der Velde, M.; Leemans, R., 2014. Mapping and modelling trade-offs and synergies between grazing intensity and ecosystem services in rangelands using global-scale datasets and models. *Global Environmental Change*, 29: 223-234. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.08.007>

Peyraud, J.L., 2017. L'élevage contribue à la production durable de protéines. *Le Demeter 2017*. Paris: Club Demeter, 363-388.

Peyraud, J.L.; Cellier, P.; Aarts, F.; Béline, F.; Bockstaller, C.; Bourblanc, M.; Delaby, L.; Donnars, C.; Dourmad, J.Y.; Dupraz, P.; Durand, P.; Faverdin, P.; Fiorelli, J.L.; Gagné, C.; Girard, A.; Guillaume, F.; Kuikman, P.; Langlais, A.; Le Goffe, P.; Le Perchec, S.; Lescoat, P.; Morvan, T.; Nicourt, C.; Parnaudeau, V.; Réchauchère, O.; Rochette, P.; Vertes, F.; Veyssset, P., 2012a. *Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres. Expertise collective INRA*. Paris, France: INRA, 527 p.

Peyraud, J.L.; Cellier, P.; Donnars, C.; Réchauchère, O., 2012b. *Les flux d'azote liés aux élevages. Réduire les pertes, rétablir les équilibres. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport*. Paris: INRA, 68 p.

Peyraud, J.L.; Cellier, P.; Donnars, C.; Vertès, F.; Aarts, F.; Béline, F.; Bockstaller, C.; Bourblanc, M.; Delaby, L.; Dourmad, J.Y.; Dupraz, P.; Durand, P.; Faverdin, P.; Fiorelli, J.L.; Gagné, C.; Girard, A.; Guillaume, F.; Kuikman, P.; Langlais, A.; Le Goffe, P.; Le Perchec, S.; Lescoat, P.; Morvan, T.; Nicourt, C.; Parnaudeau, V.; Réchauchère, O.; Rochette, P.; Veyssset, P., 2014a. *Réduire les pertes d'azote dans l'élevage*. Editions Quae (*Matière à débattre et décider*). <http://www.quae.com/fr/r3898-reduire-les-pertes-d-azote-dans-l-elevage.html>

Peyraud, J.L.; Peeters, A., 2016. The role of grassland based production system in the protein security. 26. *General meeting of the European Grassland Federation (EGF)*. Trondheim. Wageningen Academic Publishers, 29-43.

Peyraud, J.L.; Taboada, M.; Delaby, L., 2014b. Integrated crop and livestock systems in Western Europe and South America: A review. *European Journal of Agronomy*, 57 (SI): 31-42. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2014.02.005>

Pfimlin, A.; Buczinski, B.; Perrot, C., 2005. Proposition de zonage pour préserver la diversité des systèmes d'élevage et des territoires européens. *Fourrages*, 182: 311-329.

Pfimlin, A.; Raison, C.; Le Gall, A.; Irle, A.; Mirabal, Y., 2006. Contribution des systèmes laitiers aux excédents de bilan en azote et phosphore et à la pollution de l'eau dans l'Espace Atlantique. *Rencontres Recherche Ruminants*. Paris, France, 37-40.

Phocas, F.; Belloc, C.; Bidanel, J.; Delaby, L.; Dourmad, J.Y.; Dumont, B.; Ezanno, P.; Fortun-Lamothe, L.; Foucras, G.; Frappat, B.; González-García, E.; Hazard, D.; Larzul, C.; Lubac, S.; Mignon-Grasteau, S.; Moreno, C.R.; Tixier-Boichard, M.; Brochard, M., 2016. Review: Towards the agroecological management of ruminants, pigs and poultry through the development of sustainable breeding programmes: I-selection goals and criteria. *Animal*, FirstView: 1-11. <http://dx.doi.org/10.1017/S1751731116000926>

Pimentel, D.; Pimentel, M., 2003. Sustainability of meat-based and plant-based diets and the environment. *American Journal of Clinical Nutrition*, 78 (3): 660S-663S.

Pires, J.A.; Chilliard, Y.; Delavaud, C.; Rouel, J.; Pomies, D.; Blanc, F., 2015. Physiological adaptations and ovarian cyclicity of Holstein and Montbeliarde cows under two low-input production systems. *Animal*, 9 (12): 1986-95. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731115001317>

Poeplau, C.; Don, A.; Vesterdal, L.; Leifeld, J.; Van Wesemael, B.; Schumacher, J.; Gensior, A., 2011. Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone - carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology*, 17 (7): 2415-2427. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02408.x>

Pomar, C.; Pomar, J.; Dubeau, F.; Joannopoulos, E.; Dussault, J.P., 2014. The impact of daily multiphase feeding on animal performance, body composition, nitrogen and phosphorus excretions, and feed costs in growing-finishing pigs. *Animal*, 8 (5): 704-713. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731114000408>

Popkin, B.M., 2006. Global nutrition dynamics: the world is shifting rapidly toward a diet linked with noncommunicable diseases. *The American Journal of Clinical Nutrition*, 84 (2): 289-298. <http://ajcn.nutrition.org/content/84/2/289.short>

Popkin, B.M.; Adair, L.S.; Ng, S.W., 2012. Global nutrition transition and the pandemic of obesity in developing countries. *Nutrition Reviews*, 70 (1): 3-21. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1753-4887.2011.00456.x>

Popp, A.; Lotze-Campen, H.; Bodirsky, B., 2010. Food consumption, diet shifts and associated non-CO2 greenhouse gases from agricultural production. *Global Environmental Change*, 20 (3): 451-462. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2010.02.001>

Portejoie, S.; Dourmad, J.Y.; Martinez, J.; Lebreton, Y., 2004. Effect of lowering dietary crude protein on nitrogen excretion, manure composition and ammonia emission from fattening pigs. *Livestock Production Science*, 91 (1-2): 45-55. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livprodsci.2004.06.013>

Portejoie, S.; Martinez, J.; Landmann, G., 2002. L'ammoniac d'origine agricole : impacts sur la santé humaine et animale et sur le milieu naturel. *INRA Productions Animales*, 15 (3): 151-160. http://www6.inra.fr/productions-animales/content/download/3883/40092/version/1/file/Prod_Anim_2002_15_3_01.pdf

Poulain, J.P., 2007. *L'Homme, le mangeur, l'animal : qui nourrit l'autre ?* Paris: Observatoire Cidil des habitudes alimentaires, 47 p.

Poulot, M.; Roures, T., 2004. L'Île-de-France agro-alimentaire : vers de nouvelles relations territoriales entre IAA et agriculture ? In: Margetic, C., ed. *Dynamiques agro-industrielles et dynamiques rurales*. Arras: Artois Presses Université (Géographie), 109-131.

- Poulsen, P.H.B.; Abu Al-Soud, W.; Bergmark, L.; Magid, J.; Hansen, L.H.; Sorensen, S.J., 2013. Effects of fertilization with urban and agricultural organic wastes in a field trial - Prokaryotic diversity investigated by pyrosequencing. *Soil Biology & Biochemistry*, 57: 784-793. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.12.023>
- Power, A.G., 2010. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 365 (1554): 2959-2971. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2010.0143>
- Quinet E (coord.), 2013. *L'évaluation socioéconomique des investissements publics*: Commissariat général à la stratégie et à la prospective, Rapports & Documents, 351 p. <http://www.strategie.gouv.fr/publications/evaluation-socioeconomique-investissements-publics-tome1>
- Raudsepp-Hearne, C.; Peterson, G.D.; Bennett, E.M., 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107 (11): 5242-5247. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2841950/pdf/pnas.200907284.pdf>
- Reboul-Maupin, N., 2015. Nos amis les animaux... sont désormais doués de sensibilité : un tournant et des tourments ! *Recueil Dalloz*, 107/635: 573. <http://signal.sciencespo-lyon.fr/index.php?r=article/view&id=466026>
- Ribaudo, M.; Greene, C.; Hansen, L.; Hellerstein, D., 2010. Ecosystem services from agriculture: Steps for expanding markets. *Ecological Economics*, 69 (11): 2085-2092. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.02.004>
- Ridoutt, B.G.; Page, G.; Opie, K.; Huang, J.; Bellotti, W., 2014. Carbon, water and land use footprints of beef cattle production systems in southern Australia. *Journal of Cleaner Production*, 73: 24-30. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.08.012>
- Ringeval, B.; Nowak, B.; Nesme, T.; Delmas, M.; Pellerin, S., 2014. Contribution of anthropogenic phosphorus to agricultural soil fertility and food production. *Global Biogeochemical Cycles*, 28 (7): 743-756. <http://dx.doi.org/10.1002/2014GB004842>
- Rockstrom, J.; Steffen, W.; Noone, K.; Persson, A.; Chapin, F.S.; Lambin, E.; Lenton, T.M.; Scheffer, M.; Folke, C.; Schellnhuber, H.J.; Nykvist, B.; de Wit, C.A.; Hughes, T.; van der Leeuw, S.; Rodhe, H.; Sorlin, S.; Snyder, P.K.; Costanza, R.; Svedin, U.; Falkenmark, M.; Karlberg, L.; Corell, R.W.; Fabry, V.J.; Hansen, J.; Walker, B.; Liverman, D.; Richardson, K.; Crutzen, P.; Foley, J., 2009. Planetary Boundaries: Exploring the Safe Operating Space for Humanity. *Ecology and Society*, 14 (2).
- Rodriguez-Ortega, T.; Oteros-Rozas, E.; Ripoll-Bosch, R.; Tichit, M.; Martin-Lopez, B.; Bernués, A., 2014. Applying the ecosystem services framework to pasture-based livestock farming systems in Europe. *Animal*, 8 (8): 1361-1372. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731114000421>
- Rodriguez, J.P.; Beard, T.D.; Bennett, E.M.; Cumming, G.S.; Cork, S.J.; Agard, J.; Dobson, A.P.; Peterson, G.D., 2006. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and Society*, 11 (1): Article n°28, 14 p.
- Rogiers, N.; Conen, F.; Furger, M.; Stockli, R.; Eugster, W., 2008. Impact of past and present land-management on the C-balance of a grassland in the Swiss Alps. *Global Change Biology*, 14 (11): 2613-2625. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01680.x>
- Roguet, C.; Gaigné, C.; Chatellier, V.; Cariou, S.; Carlier, M.; Chenu, R.; Daniel, K.; Perrot, C., 2015. Spécialisation territoriale et concentration des productions animales européennes : état des lieux et facteurs explicatifs. *INRA Productions Animales*, 28 (1): 5-22.
- Röös, E.; Patel, M.; Spångberg, J.; Carlsson, G.; Rydhmer, L., 2016. Limiting livestock production to pasture and by-products in a search for sustainable diets. *Food Policy*, 58: 1-13. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2015.10.008>
- Ryschawy, J.; Choisis, N.; Choisis, J.P.; Joannon, A.; Gibon, A., 2012. Mixed crop-livestock systems: an economic and environmental-friendly way of farming? *Animal*, 6 (10): 1722-1730. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731112000675>
- Ryschawy, J.; Tichit, M.; Bertrand, S.; Allaire, G.; Plantureux, S.; Aznar, O.; Perrot, C.; Guinot, C.; Josien, E.; Lasseur, J.; Aubert, C.; Thakarian, E.; Disenhaus, C., 2015. Comment évaluer les services rendus par l'élevage ? Une approche méthodologique sur le cas de la France. *INRA Productions Animales*, 28 (1): 23-37. http://www6.inra.fr/productions-animales/Media/PDF-2015/Numero-1-2015/Prod_Anim_2015_28_1_03.pdf
- Sabate, J.; Harwatt, H.; Soret, S., 2016. Environmental Nutrition: A New Frontier for Public Health. *American journal of public health*, 106 (5): 815-821. <http://dx.doi.org/10.2105/ajph.2016.303046>
- Sabatier, R.; Doyen, L.; Tichit, M., 2014. Heterogeneity and the trade-off between ecological and productive functions of agro-landscapes: A model of cattle-bird interactions in a grassland agroecosystem. *Agricultural Systems*, 126: 38-49. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2013.02.008>
- Sabatier, R.; Teillard, F.; Rossing, W.A.H.; Doyen, L.; Tichit, M., 2015. Trade-offs between pasture production and farmland bird conservation: exploration of options using a dynamic farm model. *Animal*, 9 (5): 899-907. <http://dx.doi.org/10.1017/s175173111400281x>
- Sabatier, R.; Oates, L.G.; Jackson, R.D., 2015. Management flexibility of a grassland agroecosystem: A modeling approach based on viability theory. *Agricultural Systems*, 139: 76-81. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2015.06.008>
- Sagoff, M., 1984. Animal liberation and environmental ethics: Bad marriage, quick divorce. *Osgoode Hall Law Journal*, 22: 297-307.
- Salvatori, V.; Mertens, A.D., 2012. Damage prevention methods in Europe: experiences from LIFE nature projects. *Hystrix-Italian Journal of Mammalogy*, 23 (1): 73-79. <http://dx.doi.org/10.4404/hystrix-23.1-4548>
- Samson, E.; Van der Werf, H.M.; Dupraz, P.; Ruas, J.-F.; Corson, M.S., 2012. Estimer les impacts environnementaux des systèmes de production agricole par analyse de cycle de vie avec les données du Réseau d'information comptable agricole (RICA) français. *Cahiers Agricultures*, 21 (4): 248-257. <http://dx.doi.org/10.1684/agr.2012.0581>
- Sanjuán, A.I.; Resano, H.; Zeballos, G.; Sans, P.; Panella-Riera, N.; Campo, M.M.; Khliji, S.; Guerrero, A.; Oliver, M.A.; Sañudo, C.; Santolaria, P., 2012. Consumers' willingness to pay for beef direct sales. A regional comparison across the Pyrenees. *Appetite*, 58 (3): 1118-1127. <http://dx.doi.org/10.1016/j.appet.2012.03.001>
- Sans, P.; Casabianca, F., 2008. Les jambons secs comme produits marqueurs de l'identité méditerranéenne. Une analyse croisée des conditions de leurs protections officielles en France et en Espagne. *Options Méditerranéennes. Série A. Séminaires méditerranéens*. (Les

productions de l'élevage méditerranéen : défis et atouts, 18-20 May 2006, Zaragoza), 313-318. http://oatao.univ-toulouse.fr/285/2/sans_285.pdf

Sans, P.; Sanjuán-López, A.I., 2015. Beef animal welfare, attitudes and Willingness to Pay: A regional comparison across the Pyrenees. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 13 (3): 1-14. <http://dx.doi.org/10.5424/sjar/2015133-7273>

Schader, C.; Muller, A.; Scialabba, N.E.; Hecht, J.; Isensee, A.; Erb, K.H.; Smith, P.; Makkar, H.P.S.; Klocke, P.; Leiber, F.; Schwegler, P.; Stolze, M.; Niggli, U., 2015. Impacts of feeding less food-competing feedstuffs to livestock on global food system sustainability. *Journal of the Royal Society Interface*, 12 (113). <http://dx.doi.org/10.1098/rsif.2015.0891>

Schewe, R.L.; Stuart, D., 2015. Diversity in agricultural technology adoption: How are automatic milking systems used and to what end? *Agriculture and Human Values*, 32 (2): 199-213. <http://dx.doi.org/10.1007/s10460-014-9542-2>

Schipper, L.A.; Parfitt, R.L.; Ross, C.; Baisden, W.T.; Claydon, J.J.; Fraser, S., 2010. Gains and losses in C and N stocks of New Zealand pasture soils depend on land use. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 139 (4): 611-617. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2010.10.005>

Schlesinger, W.H., 1999. Carbon Sequestration in Soils. *Science*, 284 (5423): 2095-2095. <http://dx.doi.org/10.1126/science.284.5423.2095>

Schneider, M.K.; Luscher, G.; Jeanneret, P.; Arndorfer, M.; Ammari, Y.; Bailey, D.; Balazs, K.; Baldi, A.; Choisis, J.P.; Dennis, P.; Eiter, S.; Fjellstad, W.; Fraser, M.D.; Frank, T.; Friedel, J.K.; Garchi, S.; Geijzendorffer, I.R.; Gomiero, T.; Gonzalez-Bornay, G.; Hector, A.; Jerkovich, G.; Jongman, R.H.G.; Kakudidi, E.; Kainz, M.; Kovacs-Hostyanszki, A.; Moreno, G.; Nkwine, C.; Opio, J.; Oschatz, M.L.; Paoletti, M.G.; Pointereau, P.; Pulido, F.J.; Sarthou, J.P.; Siebrecht, N.; Sommaggio, D.; Turnbull, L.A.; Wolfrum, S.; Herzog, F., 2014. Gains to species diversity in organically farmed fields are not propagated at the farm level. *Nature Communications*, 5: 4151. <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms5151>

Schroeder, T.C.; Tonsor, G.T.; Lusk, J.; Roosen, J.; Shogren, J., 2011. Demand for meat quality attributes. In: Lusk, J.L.; Roosen, J.; Shogren, J.F., eds. *The Oxford Handbook of the economics of food consumption and policy*. Oxford: Oxford University Press (Oxford Handbooks), 791-810.

Schier, A.; Dumont, B., 2012. How do sheep affect plant communities and arthropod populations in temperate grasslands? *Animal*, 6 (7): 1129-1138. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731111002618>

Schier, A.; Quin, A.; Farruggia, A.; Dumont, B., 2013. Is there a benefit of excluding sheep from pastures at flowering peak on flower-visiting insect diversity? *JOURNAL OF INSECT CONSERVATION*, 17 (2): 287-294. <http://dx.doi.org/10.1007/s10841-012-9509-9>

Segerson, K., 1988. UNCERTAINTY AND INCENTIVES FOR NONPOINT POLLUTION-CONTROL. *Journal of Environmental Economics and Management*, 15 (1): 87-98. [http://dx.doi.org/10.1016/0095-0696\(88\)90030-7](http://dx.doi.org/10.1016/0095-0696(88)90030-7)

Senapati, N.; Chabbi, A.; Gastal, F.; Smith, P.; Mascher, N.; Loubet, B.; Cellier, P.; Naisse, C., 2014. Net carbon storage measured in a mowed and grazed temperate sown grassland shows potential for carbon sequestration under grazed system. *Carbon Management*, 5 (2): 131-144. <http://dx.doi.org/10.1080/17583004.2014.912863>

Senthilkumar, K.; Nesme, T.; Mollier, A.; Pellerin, S., 2012. Conceptual design and quantification of phosphorus flows and balances at the country scale: the case of France. *Global Biogeochemical Cycles*, 26 (2): GB2008. <http://dx.doi.org/10.1029/2011GB004102>

Seppelt, R.; Dormann, C.F.; Eppink, F.V.; Lautenbach, S.; Schmidt, S., 2011. A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology*, 48 (3): 630-636. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01952.x>

Seube, J.B., 2015. Une définition de l'animal dans le code civil. *Droit & patrimoine*, 243 (janvier 2015): p. 66.

Siounandan, N.; Hébel, P.; Colin, J., 2014. *En marge de la crise: émergence d'une frugalité choisie*. Paris: CREDOC (Consommation et modes de vie).

Sjödin, N.E., 2007. Pollinator behavioural responses to grazing intensity. *Biodiversity and Conservation*, 16 (7): 2103-2121. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-006-9103-0>

Skogen, K.; Mauz, I.; Kränge, O., 2008. Cry wolf! Narratives of wolf recovery in France and Norway. *Rural Sociology*, 73 (1): 105-133. <http://dx.doi.org/10.1526/003601108783575916>

Smil, V., 2000. *Feeding the world: A challenge for the 21st century*. MIT Press, Cambridge, MA.

Smith, G., 2009. *Interaction of Public and Private Standards in the Food Chain*. OECD Publishing (OECD Food, Agriculture and Fisheries Papers). <http://dx.doi.org/10.1787/221282527214>

Smith, J.; Jehlicka, P., 2013. Quiet sustainability: Fertile lessons from Europe's productive gardeners. *Journal of Rural Studies*, 32: 148-157. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jrurstud.2013.05.002>

Sneessens, I.; Benoit, M.; Brunschwig, G., 2014. Un cadre d'analyse pour évaluer les gains d'efficacité permis par les interactions culture-élevage : une typologie des systèmes de polyculture-élevage couplée à une quantification de l'intégration. *Innovations Agronomiques*, 39: 127-137.

Solagro, 2013. *Afterres 2050. Un scénario soutenable pour l'agriculture et l'utilisation des terres en France à l'horizon 2050*, 63 p. <http://www.solagro.org/site/393.html>

Solagro; Indigo; Bastide, G.c., 2013. *Estimation des gisements potentiels de substrats utilisables en méthanisation*. Angers: Ademe, 117 p. <http://solagro.org/fiche-pdf-reference-46>

Solanet, G.; Levard, L.; Castellanet, C., 2011. *L'impact des importations européennes de soja sur le développement des pays producteurs du Sud*: Campagne Alimenterre, 95 p. <http://www.cfsi.asso.fr/sites/www.cfsi.asso.fr/files/29-pac-solidaireavecledsud-rapport-impact-importations.pdf>

Sorgho, Z.; Larue, B., 2014. Geographical indication regulation and intra-trade in the European Union. *Agricultural Economics*, 45 (S1): 1-12. <http://dx.doi.org/10.1111/agec.12125>

- Soussana, J.F.; Lemaire, G., 2014. Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 190: 9-17. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.012>
- Soussana, J.F.; Loiseau, P.; Vuichard, N.; Ceschia, E.; Balesdent, J.; Chevallier, T.; Arrouays, D., 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use and Management*, 20: 219-230. <http://dx.doi.org/10.1079/sum2003234>
- Stacey, K.F.; Parsons, D.J.; Frost, A.R.; Fisher, C.; Filmer, D.; Fothergill, A., 2004. An automatic growth and nutrition control system for broiler production. *Biosystems Engineering*, 89 (3): 363-371. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2004.07.006>
- Stehfest, E.; Bouwman, L.; van Vuuren, D.P.; den Elzen, M.G.J.; Eickhout, B.; Kabat, P., 2009. Climate benefits of changing diet. *Climatic Change*, 95 (1-2): 83-102. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-008-9534-6>
- Stephens, N.; Ruivenkamp, M., 2016. Promise and Ontological Ambiguity in the In vitro Meat Imagescape: From Laboratory Myotubes to the Cultured Burger. *Science as Culture*, 25 (3): 327-355. <http://dx.doi.org/10.1080/09505431.2016.1171836>
- Stuchin, M.; Machalaba, C.C.; Karesh, W.B., 2015. Vector-borne diseases: animals and patterns. In: Mack, A., ed. *Global Health Impacts of Vector-Borne Diseases: Workshop Summary*. Washington: The National Academies Press, 167-181. <https://www.nap.edu/read/21792/chapter/7#180>
- Suter, J.F.; Vossler, C.A., 2014. Towards an Understanding of The Performance of Ambient Tax Mechanisms in The Field: Evidence from Upstate New York Dairy Farmers. *American Journal of Agricultural Economics*, 96 (1): 92-107. <http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aat066>
- Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., 2011. *The European nitrogen assessment. Sources, effects and policy perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 612 p.
- Tan, Z.C.; Zhang, Y.H., 2004. A review of effects and control methods of particulate matter in animal indoor environments. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 54 (7): 845-854. <http://dx.doi.org/10.1080/10473289.2004.10470950>
- Tancoigne, E.; Barbier, M.; Cointet, J.-P.; Richard, G., 2014. The place of agricultural sciences in the literature on ecosystem services. *Ecosystem Services*, 10: 35-48. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.07.004>
- Teillard, F.; Antoniucci, D.; Jiguet, F.; Tichit, M., 2014. Contrasting distributions of grassland and arable birds in heterogenous farmlands: Implications for conservation. *Biological Conservation*, 176: 243-251. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2014.06.001>
- Tichit, M.; Doyen, L.; Lemel, J.Y.; Renault, O.; Durant, D., 2007. A co-viability model of grazing and bird community management in farmland. *Ecological Modelling*, 206 (3-4): 277-293. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.03.043>
- Tilman, D.; Clark, M., 2014. Global diets link environmental sustainability and human health. *Nature*, 515 (7528): 518-522.
- Touzard, J.-M.; Temple, L.; Faure, G.; Triomphe, B., 2015. Innovation systems and knowledge communities in the agriculture and agrifood sector: a literature review. *Journal of Innovation Economics & Management*, (2): 117-142. <http://dx.doi.org/10.3917/jie.017.0117>
- Tracy, B.F.; Zhang, Y., 2008. Soil compaction, corn yield response, and soil nutrient pool dynamics within an integrated crop-livestock system in Illinois. *Crop Science*, 48 (3): 1211-1218. <http://dx.doi.org/10.2135/cropsci2007.07.0390>
- Tritz, Y., 2013. *Développement territorial et valorisation en circuit court des ressources énergétiques locales. Vers des systèmes énergétiques agri-territoriaux ?* Doctorat Nouveau Régime. Faculté de Géographie, Histoire, Histoire de l'Art et Tourisme, Université Lumière Lyon 2. http://theses.univ-lyon2.fr/documents/lyon2/2013/tritz_y
- Turner, K.G.; Odgaard, M.V.; Bocher, P.K.; Dalgaard, T.; Svenning, J.C., 2014. Bundling ecosystem services in Denmark: Trade-offs and synergies in a cultural landscape. *LANDSCAPE AND URBAN PLANNING*, 125: 89-104. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.02.007>
- UNEP, 2009. *Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products*, . Paris: UNEP, SETAC, 103.
- Valceschini, E.; Lagrange, L., 2007. L'économie de la qualité : enjeux, acquis et perspectives. *Économie rurale*, 300: 94-99. <http://economieurale.revues.org/2251>
- Vallejo-Rojas, V.; Ravera, F.; Rivera-Ferre, M.G., 2015. Developing an integrated framework to assess agri-food systems and its application in the Ecuadorian Andes. *Regional Environmental Change*, First online: pp 1-15. <http://dx.doi.org/10.1007/s10113-015-0887-x>
- Van Boeckel, T.P.; Brower, C.; Gilbert, M.; Grenfell, B.T.; Levin, S.A.; Robinson, T.P.; Teillant, A.; Laxminarayan, R., 2015. Global trends in antimicrobial use in food animals. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112 (18): 5649-5654. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1503141112>
- Van der Biest, K.; D'Hondt, R.; Jacobs, S.; Landuyt, D.; Staes, J.; Goethals, P.; Meire, P., 2014. EBI: An index for delivery of ecosystem service bundles. *Ecological Indicators*, 37, Part A: 252-265. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.04.006>
- van der Werf, H.G.M.; Petit, J., 2002. Evaluation of environmental impact of agriculture at the farm level: A comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 93 (1-3): 131-145. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00354-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00354-1)
http://ac.els-cdn.com/S0167880901003541/1-s2.0-S0167880901003541-main.pdf?_tid=ee0e213a-f291-11e5-ab27-00000aacb361&acdnat=1458914608_5d9bc68bf2c6c12a4989895eb1781b0e
- Van Kernebeek, H.R.J.; Oosting, S.J.; Van Ittersum, M.K.; Bikker, P.; De Boer, I.J.M., 2016. Saving land to feed a growing population: consequences for consumption of crop and livestock products. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21 (5): 677-687. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-015-0923-6>
- van Oudenhoven, A.; Petz, K.; Alkemade, R.; Hein, L.; de Groot, R., 2012. Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. *Ecological Indicators*, 21 (SI): 110-122. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.01.012>
- van Zanten, H.H.E.; Meerburg, B.G.; Bikker, P.; Herrero, M.; de Boer, I.J.M., 2016a. Opinion paper: The role of livestock in a sustainable diet: a land-use perspective. *Animal*, 10 (04): 547-549. <http://dx.doi.org/10.1017/S1751731115002694>
- van Zanten, H.H.E.; Mollenhorst, H.; Klootwijk, C.W.; van Middelaar, C.E.; De Boer, I.J.M., 2016b. Global food supply: land use efficiency of livestock systems. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21 (5): 747-758. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-015-0944-1>

- Vazquez-Rowe, I.; Rege, S.; Marvuglia, A.; Thenie, J.; Haurie, A.; Benetto, E., 2013. Application of three independent consequential LCA approaches to the agricultural sector in Luxembourg. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (8): 1593-1604. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-013-0604-2>
- Veissier, I.; Beaumont, C.; Levy, F., 2007. Les recherches sur le bien-être animal : buts, méthodologie, finalités. *INRA Productions Animales*, 20 (1 (n°spécial "Bien-être animal")): 3-9.
- Veissier, I.; Jensen, K.K.; Botreau, R.; Sandoe, P., 2011. Highlighting ethical decisions underlying the scoring of animal welfare in the Welfare Quality (R) scheme. *Animal Welfare*, 20 (1): 89-101. <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.470.7533&rep=rep1&type=pdf>
- Vert, J.-C.; Portet, F., 2010. *Prospective Agriculture énergie 2030 : l'agriculture face aux défis énergétiques*. Paris: Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche, de la Ruralité et de l'Aménagement du Territoire, Centre d'études et de prospective, SSP.
- Veyssset, P.; Lherm, M.; Bébin, D., 2010. Energy consumption, greenhouse gas emissions and economic performance assessments in French Charolais suckler cattle farms: Model-based analysis and forecasts. *Agricultural Systems*, 103 (1): 41-50. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2009.08.005>
- Veyssset, P.; Lherm, M.; Bébin, D.; Roulenc, M., 2014. Mixed crop-livestock farming systems: a sustainable way to produce beef? Commercial farms results, questions and perspectives. *Animal*, 8 (8): 1218-1228. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731114000378>
- Veyssset, P.; Lherm, M.; Bébin, D.; Roulenc, M.; Benoit, M., 2015. Les performances productives, environnementales et économiques des exploitations bovin viande vont de pair. 22. *Rencontres autour des Recherches sur les Ruminants*. Paris. Institut de l'Elevage, 85-85. <http://www.journees3r.fr/spip.php?article4052>
- Vial, C.; Perrier-Cornet, P.; Soulard, C., 2011. Le développement des équidés de loisir en France : quels impacts sur les espaces ruraux et périurbains? *Fourrages*, (207): 165-172. <http://www.afpf-asso.fr/download.php?type=1&id=1845&statut=0>
- Vialles, N., 1998. Toute chair n'est pas viande. *Études rurales*, 147 (1): 139-149.
- Viegas, S.; Faisca, V.M.; Dias, H.; Clerigo, A.; Carolino, E.; Viegas, C., 2013. Occupational Exposure to Poultry Dust and Effects on the Respiratory System in Workers. *Journal of Toxicology and Environmental Health-Part a-Current Issues*, 76 (4-5): 230-239. <http://dx.doi.org/10.1080/15287394.2013.757199>
- Vincent, M., 2011. *Les alpages à l'épreuve des loups*. Paris: Editions Quae, 352 p.
- Vollet, D.; Bousset, J.P., 2002. Use of meta-analysis for the comparison and transfer of economic base multipliers. *Regional Studies*, 36 (5): 481-494.
- Walter, C.; Merot, P.; Layer, B.; Dutin, G., 2003. The effect of hedgerows on soil organic carbon storage in hillslopes. *Soil Use and Management*, 19 (3): 201-207. <http://dx.doi.org/10.1079/sum2002190>
- Weibull, A.-C.; Bengtsson, J.; Nohlgren, E., 2000. Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography*, 23 (6): 743-750. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0587.2000.tb00317.x>
- Weindl, I.; Lotze-Campen, H.; Popp, A.; Müller, C.; Havlik, P.; Herrero, M.; Schmitz, C.; Rolinski, S., 2015. Livestock in a changing climate: production system transitions as an adaptation strategy for agriculture. *Environmental Research Letters*, 10 (9): 094021. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/10/9/094021>
- Weinzettel, J.; Hertwich, E.G.; Peters, G.P.; Steen-Olsen, K.; Galli, A., 2013. Affluence drives the global displacement of land use. *Global Environmental Change*, 23 (2): 433-438. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.12.010>
- Weiss, F.; Leip, A., 2012. Greenhouse gas emissions from the EU livestock sector: A life cycle assessment carried out with the CAPRI model. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 149: 124-134. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.12.015>
- Westhoek, H.; Lesschen, J.P.; Leip, A.; Rood, T.; Wagner, S.; De Marco, A.; Murphy-Bokern, D.; Pallière, C.; Howard, C.M.; Oenema, O., 2015. *Nitrogen on the table: the influence of food choices on nitrogen emissions and the European environment*. Edinburgh: NERC/Centre for Ecology & Hydrology, 66 p. <http://nora.nerc.ac.uk/513111/1/N513111CR.pdf>
- Westhoek, H.; Lesschen, J.P.; Rood, T.; Wagner, S.; De Marco, A.; Murphy-Bokern, D.; Leip, A.; van Grinsven, H.; Sutton, M.A.; Oenema, O., 2014. Food choices, health and environment: Effects of cutting Europe's meat and dairy intake. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 26: 196-205. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.02.004>
- Westhoek, H.; Trudy, R.; van den Berg, M.; Janse, J.; Nijdam, D.; Reudink, M.; Stehfest, E., 2011. *The Protein Puzzle. The consumption and production of meat, dairy and fish in the European Union*. The Hague: PBL Netherlands Environmental Assessment Agency, 218 p. http://www.pbl.nl/sites/default/files/cms/publicaties/Protein_Puzzle_web_1.pdf
- Wilfart, A.; Prudhomme, J.; Blancheton, J.P.; Aubin, J., 2013. LCA and emergy accounting of aquaculture systems: Towards ecological intensification. *Journal of Environmental Management*, 121: 96-109. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.031>
- Wilkins, R.J., 2008. Eco-efficient approaches to land management: a case for increased integration of crop and animal production systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 363 (1491): 517-525. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2007.2167>
- Williams, A.G.; Audsley, E.; Sandars, D., 2006. *Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities: Main report. Defra project report IS0205*. Bedford: Cranfield University and Defra, (Defra Research Project IS0205), 97 p. http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=IS0205_3959_FRP.doc
- Winckler, C.; Algers, B.; Van Reenen, K.; Leruste, H.; Veissier, I.; Keeling, L., 2009. *Welfare Quality® assessment protocol for cattle (fattening cattle, dairy cows, veal calves)*. Welfare Quality® consortium. <http://www.welfarequality.net/everyone/43299/7/0/22>
- Young, J.; Marzano, M.; White, R.; McCracken, D.; Redpath, S.; Carss, D.; Quine, C.; Watt, A., 2010. The emergence of biodiversity conflicts from biodiversity impacts: characteristics and management strategies. *Biodiversity and Conservation*, 19 (14): 3973-3990. <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10531-010-9941-7>

- Zabel, F.; Putzenlechner, B.; Mauser, W., 2014. Global Agricultural Land Resources - A High Resolution Suitability Evaluation and Its Perspectives until 2100 under Climate Change Conditions. *Plos One*, 9 (9): e107522;. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0107522>
- Zasada, I., 2011. Multifunctional peri-urban agriculture-A review of societal demands and the provision of goods and services by farming. *Land Use Policy*, 28 (4): 639-648. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.01.008>
- Zhang, Y.; Singh, S.; Bakshi, B.R., 2010. Accounting for Ecosystem Services in Life Cycle Assessment, Part I: A Critical Review. *Environmental Science & Technology*, 44 (7): 2232-2242. <http://dx.doi.org/10.1021/es9021156>

LE COLLECTIF D'EXPERTS

Responsables de la coordination scientifique

Bertrand DUMONT, unité mixte de recherche sur les herbivores, UMR1213 Herbivores, INRA, VetAgro Sup, 63122, Saint-Genes-Champanelle, France

Pierre DUPRAZ, Structures et Marchés Agricoles, Ressources et Territoires, UMR 1302 SMART, AgroCampus Ouest, INRA, 35000, Rennes, France

Experts scientifiques

Joël AUBIN, unité mixte de recherche Sol Agro et hydrosystèmes, Spatialisation, UMR 1069 SAS, AgroCampus Ouest, INRA, 35000, Rennes, France

Marc BENOIT, unité mixte de recherche sur les herbivores, UMR1213 Herbivores, INRA, VetAgro Sup, 63122, Saint-Genes-Champanelle, France

Zohra BOUAMRA-MECHEMACHE, Toulouse School of Economics, UMR 1415 TSE, CNRS, EHESS, INRA, University of Toulouse, 31000, Toulouse, France

Vincent CHATELLIER, Laboratoire d'Études et de Recherches en Economie LERECO, INRA, 44300, Nantes, France

Luc DELABY, Physiologie, Environnement et Génétique pour l'Animal et les Systèmes d'Elevage, UMR 1348 PEGASE, AgroCampus Ouest, INRA, 35590, Saint Gilles, France

Claire DELFOSSE, Laboratoire d'études rurales, EA 3728 LER, Université de Lyon 2, Institut des sciences de l'Homme, 69363, Lyon, France

Jean-Yves DOURMAD, Physiologie, Environnement et Génétique pour l'Animal et les Systèmes d'Elevage, UMR 1348 PEGASE, AgroCampus Ouest, INRA, 35590, Saint Gilles, France

Michel DURU, AGroécologie, Innovations, territoires, UMR 1248 AGIR, Université de Toulouse, INPT- ENSAT, INP Purpan, INRA, 31320, Castanet-Tolosan, France

Marine FRIANT-PERROT, Droit et changement social, UMR 6297, CNRS, Université de Nantes, 44313, Nantes, France

Carl GAIGNE Structures et Marchés Agricoles, Ressources et Territoires, UMR 1302 SMART, AgroCampus Ouest, INRA, 35000, Rennes, France

Jean-Luc GUICHET, Université de Picardie Jules Verne, ESPE

Petr HAVLIK, International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Laxenburg, Austria

Nathalie HOSTIOU, Mutations des Activités, des Espaces et des Formes d'Organisation dans les Territoires Ruraux, UMR 1273 METAFORT, AgroParisTech, INRA, IRSTEA, VetAgro Sup, 63122, Saint-Genes-Champanelle, France

Olivier HUGUENIN-ELIE, Agroscope, Zurich, Suisse

Katja KLUMPP, INRA Clermont-Ferrand, Unité de recherche sur l'Ecosystème Prairial, UR 0874 UREP, INRA, 63000, Clermont-Ferrand, France

Alexandra LANGLAIS, Institut de l'Ouest : Droit et Europe, UMR CNRS 6262 IODE, CNRS, Université de Rennes I, 35000, Rennes, France

Servane LEMAUVEL-LAVENANT, Ecophysiologie Végétale, Agronomie et Nutritions, UMR 0950 EVA, INRA, Université Caen, 14000, Caen, France

Bertrand MEDA, Recherches Avicoles, UR 0083 URA, INRA, 37380, Nouzilly, France

Olivier LEPILLER, Centre d'Étude et de Recherche Travail, Organisation, Pouvoir, UMR 5044 CERTOP, CNRS, Université de Toulouse Jean Jaurès, 31058, Toulouse, France (à partir de janvier 2017 affilié à CIRAD – MOISA, Montpellier)

Julie RYSCHAWY, AGroécologie, Innovations, teRritoires, UMR 1248 AGIR, Université de Toulouse, INPT-ENSAT, INP Purpan, INRA, 31320, Castanet-Tolosan, France

Rodolphe SABATIER, Sciences pour l'Action et le Développement : Activités, Produits, Territoires, UMR1048 SADAPT, AgroParisTech, INRA, 75005, Paris, France

Isabelle VEISSIER, unité mixte de recherche sur les herbivores, UMR1213 Herbivores, INRA, VetAgro Sup, 63122, Saint-Genes-Champanelle, France

Etienne VERRIER, Génétique Animale et Biologie Intégrative, UMR1313 GABI, AgroParisTech, INRA, 78350, Jouy-En-Josas, France

Dominique VOLLET, Mutations des Activités, des Espaces et des Formes d'Organisation dans les Territoires Ruraux, UMR 1273 METAFORT, AgroParisTech, INRA, IRSTEA, VetAgro Sup, 63122, Saint-Genes-Champanelle, France

CONTRIBUTEURS INTERVENUS PONCTUELLEMENT DANS LA REDACTION DU RAPPORT

Miroslav Batka (IIASA), Diane Beldame (INRA), Catherine Belloc (ONIRIS), Jaume Boixadera (Gouvernement de Catalogne) Alain Bousquet-Melou (ENVT INRA), Michael Corson (INRA), Nadège Edouard (INRA), Estelle Fourat (Université Toulouse Jean Jaurès), Nadia Haddad (ENVA Maison-Alfort), Elodie Letort (INRA), Fabrice Levert (INRA), Bruno Martin (INRA), Elise Line Mognard (Taylor's University, Kuala Lumpur - Malaysia), Christian Mougin (INRA), Carlos Ortiz (Gouvernement de Catalogne), Laurent Piet (INRA), Thierry Pineau (INRA), Stéphane Turolla (INRA), Hayo van der Werf (INRA), Aurélie Wilfart (INRA).

DOCUMENTALISTES

Lise FRAPPIER, Structures et Marchés Agricoles, Ressources et Territoires, UMR 1302 SMART, AgroCampus Ouest, INRA, 35000, Rennes, France

Agnès GIRARD, Laboratoire de Physiologie et Génomique des Poissons, UR1037 LPGP, INRA, 35000, Rennes, France

Sophie LE PERCHEC, Délégation Information Scientifique et Technique, UAR 1266 DIST, INRA, 78026, Versailles, France

EQUIPE-PROJET

Catherine DONNARS, conduite du projet, Délégation à l'Expertise scientifique collective, à la Prospective et aux Etudes, UAR 1241 DEPE, INRA, 75338, Paris, France

Kim GIRARD, Délégation à l'Expertise scientifique collective, à la Prospective et aux Etudes, UAR 1241 DEPE, INRA, 75338, Paris, France

Jonathan HERCULE, Délégation à l'Expertise scientifique collective, à la Prospective et aux Etudes, UAR 1241 DEPE, INRA, 75338, Paris, France

Isabelle SAVINI, Délégation à l'Expertise scientifique collective, à la Prospective et aux Etudes, UAR 1241 DEPE, INRA, 75338, Paris, France

RELECTEURS

Les experts remercient les scientifiques ayant relu la synthèse et/ou le rapport.



INRA

SCIENCE & IMPACT

Délégation à l'Expertise scientifique,
à la Prospective et aux Etudes

147 rue de l'Université
75338 Paris Cedex 07
France

Tél. : +33 1 42 75 94 90
Fax : +33 1 42 75 91 72
www.inra.fr



MINISTÈRE
DE L'AGRICULTURE
DE L'AGROALIMENTAIRE
ET DE LA FORÊT



Ministère
de l'Environnement,
de l'Énergie
et de la Mer

ADEME



Agence de l'Environnement
et de la Maîtrise de l'Énergie